



## **Kortlægning af stenrev, stenfiskeri og fiskeri på hårbund samt metoder til videnskabelige undersøgelser af rev og hårbund**

**Støttrup, Josianne**

*Publication date:*  
1999

*Document Version*  
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

*Citation (APA):*  
Støttrup, J. (Ed.) (1999). *Kortlægning af stenrev, stenfiskeri og fiskeri på hårbund samt metoder til videnskabelige undersøgelser af rev og hårbund*. Danmarks Fiskeriundersøgelser. DFU-rapport No. 63-99

---

### **General rights**

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

# **Kortlægning af stenrev, stenfiskeri og fiskeri på hårdbund samt metoder til videnskabelige undersøgelser af rev og hårdbund**

af

Josianne G. Støttrup  
(redaktør)

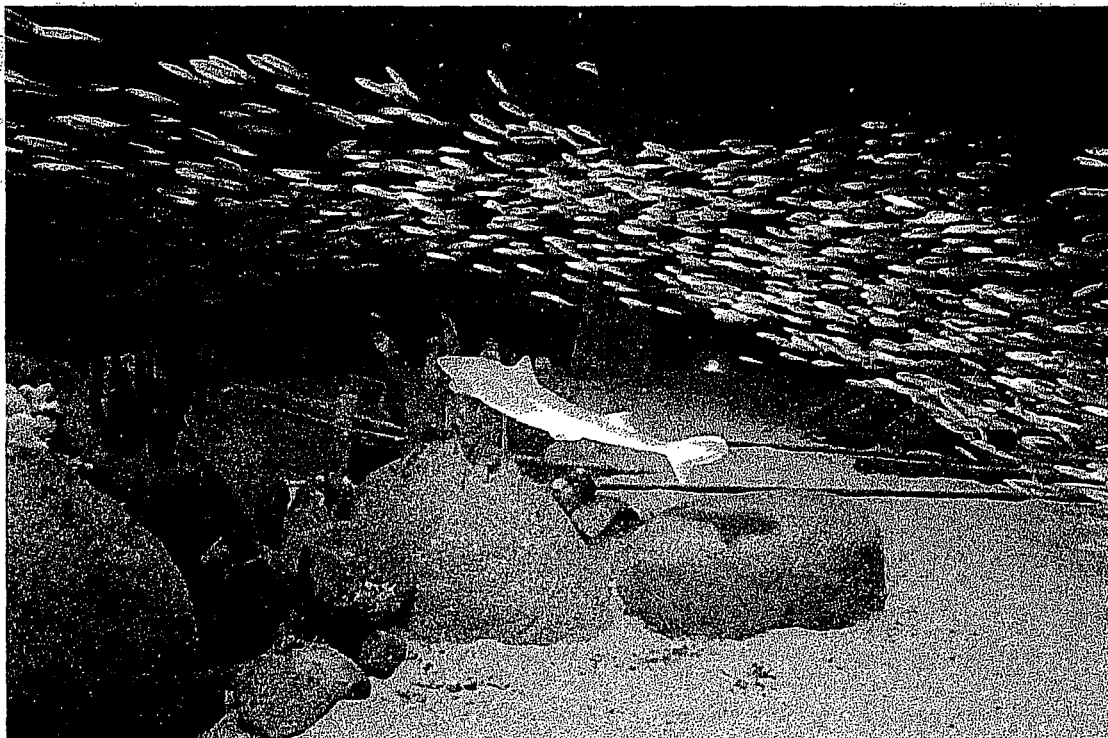
Danmarks Fiskeriundersøgelser  
Afdeling for Fiskebiologi  
Nordsøcentret  
Postbox 101  
9850 Hirtshals  
Danmark

ISBN: 87-88047-98-9

DFU-Rapport nr. 63-99

**Kortlægning af stenrev, stenfiskeri og fiskeri på hårbund  
samt metoder til videnskabelige undersøgelser af rev og  
hårbund.**

**Josianne G. Støttrup**  
(redaktør)



**Kunstig Rev Projekt.**

# Indholdsfortegnelse.

<b>English Summary.....</b>	<b>4</b>
<b>Sammenfatning.....</b>	<b>6</b>
<b>Kapitel 1. Introduktion.....</b>	<b>8</b>
1.1. Referencer.....	9
<b>Kapitel 2. Omfang og udnyttelse af hårbund i Kattegat.....</b>	<b>11</b>
Stig Helmig, Skov- og Naturstyrelsen	
2.1. Hårde bunde/stenrev.....	11
2.2. Regulering af hårbundsarealer på havbunden.....	11
2.3. Kortlægning af råstoffer på havbunden.....	13
2.4. Råstoftyper og indvindingsmetoder.....	13
2.5. Indvindingsmetoder.....	16
2.6. Kortlægning af danske stenrev som basis for naturgenopretning.....	16
2.7. Seismiske undersøgelser.....	17
2.8. Prøvetagninger og dykkerobservationer.....	19
2.9. Referencer.....	21
<b>Kapitel 3. Vrag og revfiskeri i Kattegat.....</b>	<b>22</b>
Carsten Krog, Danmarks Fiskeriforening	
3.1. Fiskeriets omfang.....	22
3.2. Det specialiserede fiskeri på vrag og rev.....	23
3.3. Fiskeområder.....	23
3.4. Målarter.....	30
3.5. Trawlfiskeriet.....	30
3.6. Garnfiskeriet.....	32
3.7. Sammenfatning.....	34
3.8. Referencer.....	34
<b>Kapitel 4. Hydrografisk påvirkning af hårde bunde.....</b>	<b>35</b>
René Zorn, Dansk Hydraulisk Institut	
<b>Kapitel 5. Overvågning af fauna og vegetation på hårde bunde.....</b>	<b>39</b>
Jens Kjerulf Petersen, Danmarks Miljøundersøgelser	
5.1. Overvågning.....	39
5.2. Praktiske metoder.....	39
5.3. Statistisk bearbejdning af data.....	41
5.4. Sammenfatning.....	46
5.5. Referencer.....	46

## **Kapitel 6. Metoder for kvantificering af fisk og fiskeriudbytte i og omkring hårbund..... 48**

Søren Poulsen & Josianne G. Støttrup, Danmarks Fiskeriundersøgelser

<i>6.1. Indledning</i> .....	48
<i>6.2. Samplingsmetodik</i> .....	48
<i>6.3. Modellering</i> .....	53
<i>6.4. Afsluttende dataanalyse</i> .....	56
<i>6.5. Referencer</i> .....	60

## English Summary

The first report (Støttrup & Stockolm, 1997; DFU-report no. 42 and 42a<sup>1</sup>) of the project "Deployment of artificial reefs for stock enhancement of lobster and the protection of nursery grounds for marine fish", reviewed the literature on all aspects of artificial reefs, including their use and potential. The present report deals in more detail certain aspects, identified in the first report as requiring further attention, and focuses on activities concerning hard bottom or reef areas within the inner Danish waters. This report contains detailed information on stone extraction, fishery on hard bottom or natural reefs and wrecks, as well as the distribution of hard bottom or natural reefs primarily in the Kattegat. Further, methods for quantifying fauna and flora on hard bottom are described, as well as the potential for describing currents and turbulence in and around the reefs or other constructions in the marine environment.

The hard bottom is of prime interest for marine biological diversity because it provides a substrate for sessile macrophytes and fauna otherwise not available on softer bottom. It also provides shelter and food for fish and lobster. Apart from the cliffs around Bornholm, stone reefs occur sporadically in inner Danish waters, where small or large stones form continuous areas of hard bottom. Anthropogenic hard bottom is found in installations such as bridges, or in the form of wrecks. The stone reefs in Danish waters are washed-out post-glacial lateral moraines, which can be localised in a map as larger or smaller underwater islands. The area distribution of these stone reefs is not known, since detailed information on their location and distribution was initiated only recently in the 1990'ies. Because cliffs and cliff coasts are practically unknown in Denmark, there has been a great demand for stone or gravel extracted from the marine environment for building protective constructions primarily in connection with harbours. In particular, the coastal zone or shoals, in areas with sea depths of less than 10 meters, have been especially attractive for stone extractors. Thus, through decades an estimated 1,4 million cubic meters of stone or gravel has been extracted from the marine environment since 1950. In 1992, reefs gained status as exceptional habitat in the EEC's habitat directive, which implies that stone reef habitats should be protected and that plant and animal life on particular reefs should be monitored. In Danish waters this includes around 15 stone reefs.

In biological terms, hard bottom is any bottom type dominated by stone. This does not include exposed moraine clay of residual sediments. The hard bottom includes natural stone reefs with the larger sizes of stones to sand/gravel fractions with a more or less thick layer of pebble-gravel in the size fraction 30-50 mm or larger. Mapping marine raw materials provides an index on sediment types ranging from mud and sandy mud to crystalline bedrock and includes residual sediments, which are moraine sporadically covered with thin layers of sand, gravel or stones <1m. It is therefore, within this category that one finds the hard bottom and stone reefs of biological importance. The difference in the biologist and geologist perception of hard bottom is the main reason why the extent and distribution of biologically important hard bottom is largely unknown and has not been precisely mapped. Extraction methods vary.

---

<sup>1</sup> Støttrup, J.G. & H. Stokholm (Eds.). 1997. Kunstige rev. Review om formål, anvendelse og potentiale i danske farvande. DFU-report no. 42 and 42a-97. English Summary.

Hydraulic methods are used for the extraction of pebble gravel, whereas for stone extraction more mechanical devices are used such as different types of grabs.

Methods for mapping bottom types include seismic investigations with side scan sonar, echo-sound measurements to determine the topography of the bottom and reflection seismic equipment to determine the topmost surface of the marine bottom. The interpretation of the seismic investigations is supplemented with diver investigations of particular sites.

Throughout the past 40 years an efficient and important fishery primarily for cod on wrecks and reefs in the Kattegat has developed. Within the past 10 years, the importance has diminished, and may be due to limitations by quotas, decline in the fish stocks or changes in the fishery pattern. It is estimated that wrecks- and reef-fishery in the Kattegat is an important subsistence for around 20 trawlers and 10 net fishing vessels. The fishermen have a particularly detailed knowledge of the location of wrecks and reefs in Kattegat. This type of fishery takes place almost exclusively in the eastern part of Kattegat, and primarily during the winter months.

In connection with the monitoring of hard bottom fauna and flora, it is important to incorporate knowledge of the hydrographic and hydrodynamic forces, especially local currents. The hydrographic parameters can be estimated on a large (<100 m) or a small scale (5-10 cm) and can be described using physical model experiments or from numeric estimations. The latter is however, rather costly.

Monitoring hard bottom and in particular stone reefs poses methodological difficulties because of the heterogenicity of hard bottom and poorly developed sampling techniques. Destructive collection methods, where all the organisms are scraped off the bottom, are normally not recommended, unless biomass or production estimates are required. As an alternative, direct observations using trained divers may be used or photographic monitoring, possibly supplemented with destructive sampling. Because of the problem involved in sampling heterogenic hard bottoms, it is important beforehand to establish precise objectives for a monitoring programme and design appropriate sampling techniques and statistical analysis. Preliminary investigations and power analysis, which can resolve whether or not the chosen method is appropriate for the task in question, are highly recommended. The hard bottom is not routinely monitored in Denmark, except for the vegetation on and around 9 stone reefs in the Kattegat area. Destructive sampling techniques for fish include fishery with trawl, nets or lines, but direct methods using divers or video are also employed for counting fish or fish species. Probably the most complicated to estimate is the migration to and from the reef and to quantify the component, which utilises the reef's productivity to a larger or smaller extent. The use of trophic-flow models is recommended and Ecopath is described as a tool for quantifying trophic-flow, production and biomass within a defined ecosystem. Ecopath is a static model, but data collated for Ecopath could be used in Ecosim/Ecospace to simulate the dynamics of the ecosystem and compare these results with those from different steady-state analysis of the same system. Mobile epifauna were not included in this study.

## Sammenfatning.

I den første rapport (DFU-rapport nr. 42 og 42a<sup>2</sup>) fra projektet "*Anvendelse af kunstige rev til bestandsstyrkelse af hummer og som beskyttelse af yngelopvækstområder for marine fisk*", blev litteraturen vedrørende kunstige rev, inklusive deres anvendelse og potentiale gennemgået. Nærværende rapport omhandler enkelte emner, der ikke blev tilstrækkeligt belyst i den første rapport og fokuserer på hård bund og revområder i de indre danske farvande. Rapporten indeholder detaljeret information om stenfiskeri, fiskeri på hårbund eller naturlige rev og vrug, samt forekomst af hårbund/naturlige rev, primært i Kattegat. Endvidere er der beskrevet metoder til kvantificering af fauna og flora på hårbund, samt de muligheder der foreligger til beskrivelse af strømforholdene i og omkring rev eller konstruktioner i havområder.

Den hårde havbund er af stor betydning for den biologiske mangfoldighed i havet, fordi den tilbyder et substrat for fastsiddende makroalger og bunddyr, som den bløde bund ikke kan tilbyde. Den tilbyder også læ og føde for fisk og hummer. Bortset fra klippekysterne omkring Bornholm, findes der i de indre danske farvande kun stenrev, hvor forekomster af større eller mindre sten danner mere eller mindre sammenhængende områder med hård bund. Menneskeskabt hård bund findes i forbindelse med anlægskonstruktioner såsom broer, eller i form af vrug. Stenrevene i danske farvande er udvaskede postglaciale randmoræner, der på søkortene kan lokaliseres som større eller mindre undersøiske øer. Den arealmæssige udbredelse af disse rev er ikke kendt, da der først i 1990'erne er påbegyndt en detaljeret indsamling af viden om de danske stenrev. Netop fordi klipper og klippekyster er så godt som ukendte i Danmark, har behovet for, og udnyttelsen af, de undersøiske stenrev været stor til etablering af beskyttelsesværker først og fremmest i forbindelse med havneanlæg. Specielt den stenede bund på de lavere vanddybder langs kysten eller på flak og puller, hvor vanddybden er mindre end 10 meter, har været særlig attraktiv for stenfiskere. Der har således, gennem årtier været foretaget indvinding af sten fra havbunden med et skønsmæssigt omfang siden 1950 på ca. 1,4 mill. m<sup>3</sup>. I 1992 fik rev status som særlig naturtype i EU's habitatdirektiv, hvilket indebærer, at naturtypen stenrev skal beskyttes, og at plante- og dyrelivet på udvalgte rev skal overvåges. I danske farvande drejer det sig om ca. 15 stenrev.

I biologisk forstand er hårbund enhver bundtype, der er domineret af sten. Residual sedimentets blotlagte moræner indgår således ikke i den biologiske hårbund. Hårbunden omfatter de egentlige stenrev, hvor grabsten og søsten/dykkersten er de hyppigst forekommende stenfraktioner til sand/grusbunden med en mere eller mindre tyk brolægning af ral i fraktionen 30-50 mm. eller større. Kortlægning af råstoffer på havbunden giver et billede over sedimenttyper fra dynd og sandet dynd til krystallint grundfjeld og indeholder betegnelsen residual sedimenter, som består af moræne stedvis med tynde dæklag af sand, grus eller sten <1m. Det er derfor indenfor denne bundtype, at de biologiske hårbunde og stenrev findes. Indvindingsmetoderne er forskellige. Den forskel i anskuelse af hårbund som eksisterer mellem biologer og geologer er hovedårsagen til den upræcise kortlægning af omfang og udbredelse af hårbund af biologisk interesse. Ved ral- og sandindvinding benyttes næsten

---

<sup>2</sup> Støttrup, J.G. & H. Stokholm (Eds.). 1997. Kunstige rev. Review om formål, anvendelse og potentiale i danske farvande. DFU-rapport nr. 42 og 42a-97.



udelukkende hydrauliske metoder, mens der ved stenfiskeri benyttes grab, polygrab eller stentang.

Ved kortlægning af bundtyper anvendes forskellige metoder såsom seismiske undersøgelser med side scan sonar, ekkolodsopmålinger for at fastlægge havbundens topografi, samt reflektionsseismisk udstyr til kortlægning af havbundens øverste lag. Tolkningen af de seismiske undersøgelser bekræftes med dykkerundersøgelser af udvalgte positioner.

Igennem de sidste 40 år er der blevet udviklet et effektivt og betydningsfuldt fiskeri efter primært torsk på vrage og rev i Kattegat. Inden for de sidste 10 år er betydningen af denne type fiskeri imidlertid reduceret, og tilskrives kvotebegrænsninger, faldende størrelse i fiskebestande og ændret fiskerimønster. Det anslås, at vrage og revfiskeri i Kattegat udgør en væsentlig del af eksistensgrundlaget for omkring 20 trawlere og 10 garnbåde. Fiskerne har et særdeles detaljeret kendskab til placering af vrage og rev i Kattegat. Fiskeriet foregår stort set udelukkende i den østlige del af Kattegat, og hovedsageligt i vintermånederne.

I forbindelse med overvågning af bundfauna og -flora på den hårde bund, er kendskabet til de hydrografiske og hydrodynamiske forhold af stor betydning, herunder især strømforholdene. De hydrografiske parametre kan måles både på stor (> 100 m) og lille skala (5-10 cm), og beskrives ved hjælp af fysiske modelforsøg og numeriske beregninger. Dog er sidstnævnte meget ressourcekrævende at gennemføre.

Overvågning af hårde bunde og i særlig grad stenrev er forbundet med en del metodiske vanskeligheder, da de hårde bunde ofte er meget heterogene og indsamlingsmetoderne ikke er særligt veludviklede. Destruktive indsamlingsformer, hvor alle organismer skræbes af det faste substrat kan normalt ikke anbefales, med mindre biomasse- eller produktionsopgørelser ønskes. Som alternativ foreslås direkte observationer af trænedede dykkere eller fotografisk overvågning, evt. suppleret med destruktiv indsamling. Som følge af de hårde bundes store heterogenitet kan det ved overvågning af disse anbefales, at målet med overvågningen nøje defineres og at indsamlingsmetoder og efterfølgende statistisk analyse designes i overensstemmelse hermed. I den forbindelse kan det navnlig anbefales, at der gennemføres forundersøgelser og power-analyser, der kan afgøre om den valgte metodik kan løse den stillede opgave. I Danmark overvåges de hårde bunde ikke rutinemæssigt. Dog foretages der overvågning af vegetationen på 9 stenrev i Kattegat-området. Destruktive indsamlingsmetoder for fisk omfatter blandt andet fiskeri med trawl, garn eller line, men direkte metoder med dykkere eller video anvendes også til tælling af fisk eller fiskearter. Det vanskeligste er at kvantificere migration til og fra revet, og den komponent som udnytter revets produktion i mere eller mindre grad. Trophic-flow modeller anbefales og Ecopath er beskrevet som værktøj til kvantificering af trofiske flow, produktion og biomasse indenfor et afgrænset økosystem. Ecopath er en statisk model, men data indsamlet til Ecopath vil kunne anvendes i modellens overbygning Ecosim/Ecospace til at simulere dynamikken i økosystemet, der kan sammenlignes med forskellige steady-state analyser af samme system. Den mobile epifauna er ikke blevet inddraget i denne rapport.

## Kapitel 1. Introduktion

Hovedformålet med projektet er at undersøge mulighederne for at reetablere, beskytte og udvikle fiskeriressourcerne i de indre danske farvande gennem etablering af kunstige rev. Resultatet af en litteratur gennemgang på området (Støttrup & Stokholm, 1997) belyste flere vigtige aspekter ved anlæggelsen af kunstige rev.

Anvendelse af kunstige rev er udbredt i hele verden, men har meget forskellige formål. Således er der langt fra de store rev-programmer i Japan med det formål at tiltrække fisk for at mindske fiskeriomkostninger og hjælpe lokale fiskerisamfund (Yamane, 1989), eller at ændre på økosystemet for at øge fiskeproduktionen, til rev situationen i Europa, hvor for eksempel kunstige rev i Italien primært er anlagt med det formål at forhindre ulovligt trawlfiskeri (Bombace, 1989).

Sandsynligvis har de materialer, man historisk har anvendt til kunstige rev givet dem et forholdsvis dårligt omdømme. Disse indbefatter rev konstrueret af stabiliseret flyveaske eller aske fra affaldsforbrænding eller fra oliefyrede kraftværker (se for eksempel Collins et al., 1991, 1992; MacDonald, 1994), samt bildæk og olieproduktionsplatforme (Reggio, 1987).

Der er ingen tvivl om, at kunstige rev, så længe de er lavet af ikke-giftige stabile materialer, skaber ny produktion, hvad angår bundfauna og -flora. Til gengæld er der endnu ikke blevet skabt fiskeribiologisk dokumentation for at kunstige rev virkeligt kan øge fiskebiomassen. At kunstige rev tiltrækker fisk og dermed øger fiskeriudbyttet, er blevet dokumenteret, men det er ikke blevet tilstrækkeligt belyst, om dette udbytte beror på revets tiltrækkende effekt, eller om det er *ny* biomasse skabt af revets tilstedeværelse (Ambrose & Swarbrick, 1989). I visse situationer vil kunstige rev give socioøkonomiske fordele. For eksempel ved et fiskeri på en ikke overfisket bestand, vil tiltrækning og opkoncentrering kystnært hæve CPUE<sup>3</sup>, formindske fangstomkostningerne, og så længe fiskeritrykket ikke stiger, ikke have nogen negativ effekt på selve bestanden. På den anden side vil tiltrækning og en mere effektiv fangst være katastrofal på en overfisket bestand. Derfor bør udlægning af kunstige rev overvejes som en del af ressourceforvaltningen i området.

Der er få gode eksempler på kvantificering af produktionen på kunstige rev, og de fleste videnskabelige dokumenter på området er blot en kvalitativ beskrivelse af udvikling af fauna og flora på disse rev konstruktioner. I Danmark er der ingen undersøgelser af faunaen på hårbund eller på naturlige rev. Kvantificering af hårbunds fauna og flora er væsentligt vanskeligere end tilsvarende kvantificering, der anvendes på bløde sedimentbunde. Når det drejer sig om fisk, er der tilsvarende problemer med prøvefiskeriet. Man skal først finde ud af, hvorledes de udnytter revene, om revene tilbyder læ eller skjule-/ opholdssteder eller fungerer som fouragerings områder. Dernæst er det vanskeligt at kvantificere migration til og fra rev områderne. Metoderne må derfor ofte være en kombination af manuelle og visuelle metoder samt anvendelse af forskellige former for redskaber. Disse kombinationsmetoder stiller store krav til indsamlingsstrategier og statistisk analyse af data.

---

<sup>3</sup> CPUE: Catch Per Unit Effort, fangst per indsatsenhed.

I de indre danske farvande er mange kommercielle vigtige fisk og skaldyr udnyttet tæt ved deres maximale bæreevne samtidig med, at man i mange kystnære områder ser tegn på eutrofiering (Hognestad, 1987). For enkelte arter vil et øget fiskeritryk kombineret med en lille ændring i miljøet såsom hyppigere perioder med lave iltkoncentrationer medføre en negativ udvikling i fangstudbyttet. Samtidig har der i Kattegat fundet et omfattende stenfiskeri sted, størst i områder med mindre end 10 m dybde. Man kan derfor forestille sig, at kunstige rev i Danmark primært kommer på tale i forbindelse med naturgenopretning. Betydning af de naturlige hårbundsområder eller naturlige rev for fisk og fiskeriet har ikke været undersøgt, og dermed kan man kun spekulere på betydningen af f.eks. stenfiskeriet. Naturgenopretning i havområder har endnu ikke været aktuelt i Danmark.

Det er imidlertid ikke alle områder, der er egnet for udlægning af kunstige rev i form af for eksempel sten eller blanding af sten/beton. Af hensyn til bevarelse af naturlige økosystemer og mangfoldighed, bør der være tilbageholdenhed med udlæggelse af rev på områder, hvor der er ren sand- eller mudderbund. På den anden side er der i dansk sammenhæng et stærkt argument for naturgenopretning som kompensation for råstofindvindingen af søsten. Endvidere er der et stærkt behov for undersøgelser, der kan tilvejebringe viden om betydning af hårbund og stensætninger for fisk og fiskeriet. Disse undersøgelser bør indeholde alle aspekter af hårbund, blandt andet deres indbyrdes afstand, revhøjde, placering, dybde, strømforholdene, kolonisering med stationære epibenthiske organismer, mulighed for skjulesteder for f.eks. hummer og fiskenes adfærd i forhold til naturlige rev.

Konklusionen i vores første rapport: DFU-rapport nr. 42 og 42a (Støttrup & Stokholm, 1997) pegede på et behov for naturgenopretning i Kattegat området. Dette bør udføres i kombination med en mere målrettet strategi for udlægning, der sigter mod en bevaring af biodiversiteten, beskyttelse af opvækst og gydeområder for fisk, samt mod ophjælpning af hummerbestanden. Resultaterne af den opnåede viden vil også kunne anvendes på andre områder, f.eks. til rådgivning om en mere hensigtsmæssig udformning af sokler til havvindmøller eller bropiller.

I vores tidligere rapport (Støttrup & Stokholm, 1997) blev det klart at der manglede viden om stenfiskeriet, samt mere detaljeret viden om forekomst af naturlige rev i Kattegat. Fiskeriet på hårbund i området trængte til at blive beskrevet, og der manglede en beskrivelse af hvorledes kvantificering af fauna og flora på hårbund skulle kunne foretages, eller hvorledes strømforholdene omkring revene kunne beskrives. Disse emner er søgt belyst i denne rapport.

### 1.1. Referencer.

- Ambrose, R.F. & S.L. Swarbrick. 1989. Comparison of fish assemblages on artificial and natural reefs off the coast of southern California. *Bull. Mar. Sci.* 44: 718-733.
- Bombace, G. 1989. Artificial reefs in the Mediterranean Sea. *Bull. Mar. Sci.* 44: 1023-1032.

- Collins, K.J., A.C. Jensen & P.M. Lockwood. 1991. Artificial reefs: Using coal-fired power station wastes constructively for fishery enhancement. *Oceanologica Acta*. 11: 225-229.
- Collins, K.J., A.C. Jensen & P.M. Lockwood. 1992. Stability of a coal waste artificial reef. *Chemistry and Ecology* 6: 79-93.
- Hognestad, P.T. 1987. Assessment of the environmental conditions in the Skagerrak and Kattegat. *Cooperative Research Report* No. 149, 45s.
- MacDonald, J.M. 1994. Artificial reef debate: Habitat enhancement or waste disposal? *Ocean Development and International Law* 25: 87-118.
- Reggio, V.C. 1987. Rigs to reefs. *Fisheries* 12: 2-7.
- Støttrup, J.G. & H. Stokholm (Eds.). 1997. Kunstige rev. Review om formål, anvendelse og potentiale i danske farvande. *DFU-report* nr. 42 g 42a-97.
- Yamane, T. 1989. Status and future plans of artificial reef projects in Japan. *Bull. of Mar. Sci.* 44: 1038-1040.

## Kapitel 2. Omfang og udnyttelse af hårbund i Kattegat.

Stig Helmig, Skov og Naturstyrelsen.

### 2.1. Hårde bunde/stenrev.

Den hårde havbund har en særlig betydning for havets biologiske mangfoldighed - kun på denne bundtype kan den righoldige benthiske algevegetation finde fæste og kun her kan hårbundsfaunaen udvikles. Dertil kommer revenes betydning som fourageringsområder for fisk og fugle, samt algeskovenes betydning som beskyttelsesområder for fisk og fiskeyngel. Endelig er revene levested for en række dyr, der lever frit mellem stenene og gemmer sig i huler under og mellem stenene. Den hårde havbund kan bestå af tre i princippet forskellige typer: a) bjergvægge og klippekyster, som de forekommer fx på den svenske skærgårdskyst eller på de britiske øer; b) stenrev, hvor forekomster af større eller mindre sten danner mere eller mindre sammenhængende områder med hård bund; eller c) kunstige rev, forstået som hårdt stabilt substrat udlagt af mennesker fx vrak, moler, broer, vindmøller til havs eller egentlige kunstige rev. I danske farvande findes kun de to sidste typer hård bund, bortset fra klippekysterne omkring Bornholm.

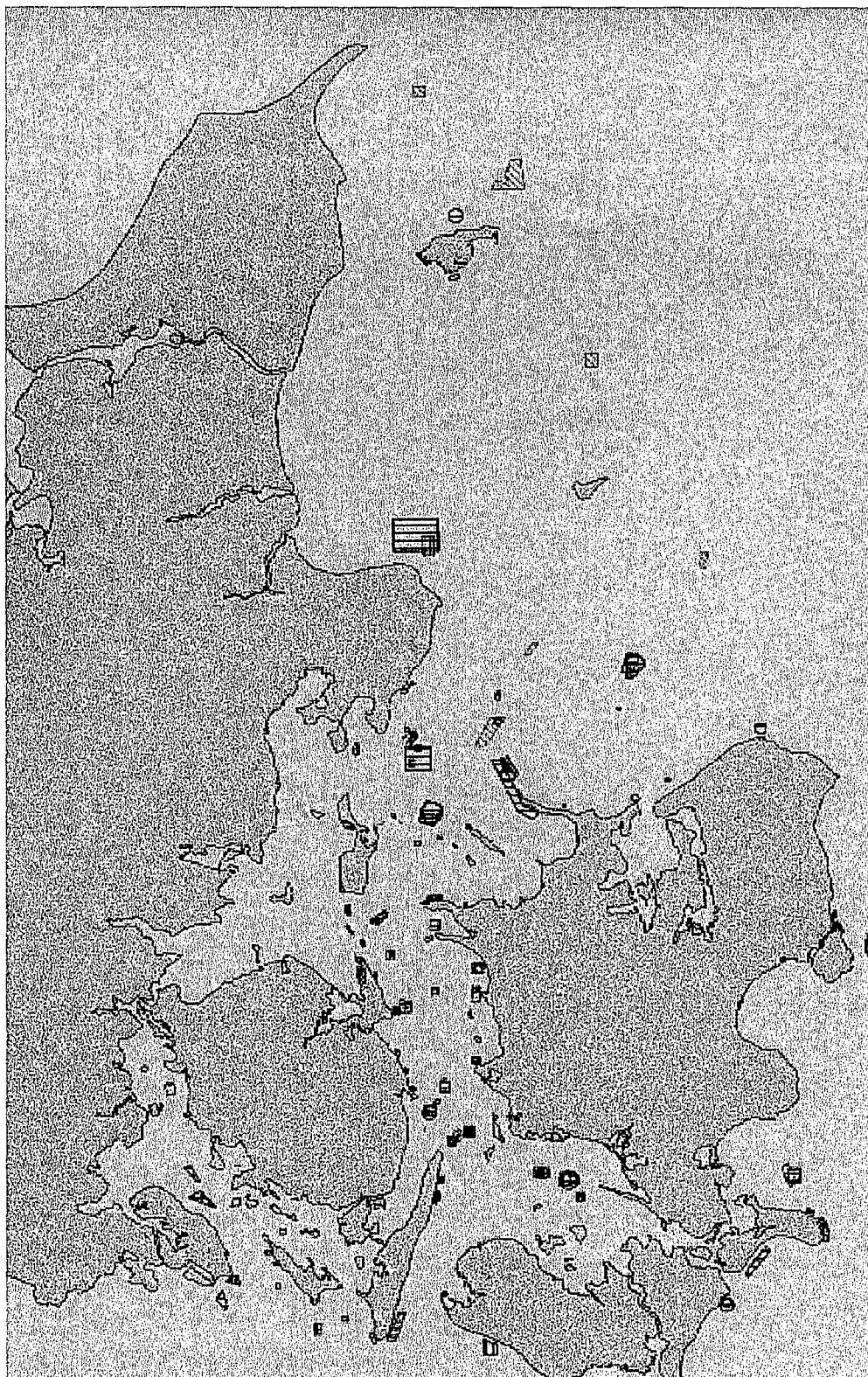
Stenrevene i danske farvande er udvaskede postglaciale randmoræner, der på søkortene kan lokaliseres som større eller mindre undersøiske øer, der i buer afspejler formen på den istunge, der blev dannet under vekslende perioder med nedfrysning og afsmeltning. Den arealmæssige udbredelse af disse rev er ikke kendt, da der først i 1990'erne er påbegyndt en detaljeret indsamling af viden om de danske stenrev. Der har gennem årtier været foretaget indvinding af sten fra havbunden af et skønsmæssigt omfang siden 1950 på ca. 1,4 mill. m<sup>3</sup>. I 1992 fik stenrev en særlig status, idet denne naturtype specifikt blev nævnt i EU-direktivet om bevaring af arter og levesteder, i daglig tale kaldet Habitatdirektivet. Medlemslandene forpligtiger sig til at beskytte blandt andet denne naturtype og til at udpege habitatområder samt overvåge plante- og dyrelivet på de udvalgte områder. Fra dansk side er 15 stenrev indstillet til udpegning, jf. de grønne områder på Fig. 2.1.

I biologisk forstand er hårbund enhver bundtype domineret af sten. Residual sedimentets blotlagte moræneler indgår således ikke i den biologiske hårbund. Hårbunden omfatter de egentlige stenrev hvor grabsten og søsten/dykkersten er de hyppigst forekommende stenfraktioner til sand/grusbunden med en mere eller mindre tyk brolægning af ral i fraktionen 30-50 mm. eller større.

### 2.2. Regulering af hårbundsarealer på havbunden

Det store råstofforbrug i forbindelse med de omfattende bygge- og anlægsarbejder i 1960'erne dannede grundlag for, at der i 1972 blev fastlagt den første regulering af råstofindvindingen på havet - herefter krævede al indvinding på havet en tilladelse og enkelte områder blev lukket for råstofindvinding. Den store efterspørgsel havde vist, at ressourcerne af sand, grus og sten ikke var udtømmelige.

Al råstofindvinding på havet reguleres i dag efter *Bekendtgørelse af lov om råstoffer* fra 1998 (Anon., 1997a). I forhold til tidligere skal al efterforskning og indvinding af råstoffer på havet ske i geografisk afgrænsede og miljøvurderede områder.



**Fig. 2.1.** Kort over lokaliserede stenressourceområder. Røde områder er udlagt til stenfiskeri, blå til lokaliserede stenforekomster og grønne er stenforekomster udlagt som habitatområde.

Stenfiskeri er i dag forbudt i alle Internationale Naturbeskyttelsesområder (Ramsar områder, EF-fuglebeskyttelsesområder og Habitatområder) samt på lavere vanddybde end 6 meter. Stenfiskeri kan frem til 1 juni 1999 finde sted på i alt 29 stenrev efter denne dato lukkes 11 af revene. På de resterende 18 rev må der i alt siden 1. januar 1997 indvindes 15.500 m<sup>3</sup> sten på hvert rev hvorefter revet lukkes for yderligere stenfiskeri (Anon., 1996). De 29 stenrev, der indgår i den såkaldte overgangsordning er vist med rødt på Fig. 2.1. De med blå markerede områder er kendte stenressourceområder og endelig er de grønne områder stenrev udlagt som habitatområder. Kort viser ikke et komplet billede af hårbundsarealerne i danske farvande, men alene de hårbundsarealer, der har haft særlig stor betydning for stenfiskerierhvervet.

### 2.3. Kortlægning af råstoffer på havbunden

I forbindelse med vedtagelsen af råstofloven af 1977 blev det fastsat, at Danmarks råstoffer skulle kortlægges efter råstoftype, mængde, kvalitet og beliggenhed. Resultaterne af denne kortlægning er publiceret i rapportserien *Havbundsundersøgelser Råstoffer og fredningsinteresser* de såkaldte *Blå Datarapporter*, hvoraf der, da serien stoppede i 1991, var udkommet 14 af de i alt 31 planlagte rapporter. For de enkelte havområder sammenfattede rapporter den eksisterende viden om biologiske-, kulturhistoriske-, geologiske- og kystmorfologiske interesser samt regulerende bestemmelser.

Kortlægningen af råstofferne på havet er fortsat og resulterede i 1992 i et samlet bundtypekort over havbundssedimenter omkring Danmark og det vestlige Sverige (Fig. 2.2). Ud over dybdekurver viser kortet den overordnede udbredelse af bundtyperne dynd, sandet dynd - dyndet sand, sand lokalt med grus og sten, residual sedimenter samt sedimentært- og krystallint grundfjeld.

Residual sedimenter består af moræne stedvis med tynde dæklag af sand, grus eller sten <1m. Det er således indenfor kortlægningen af denne bundtype (orange farve på kortet, Fig. 2.2) at de biologiske bundtyper hårbund og stenrev skal findes.









Ved udgangen af 1998 er den første internet-version af de efterhånden mange korttemaer på havet klar. Korttemaerne omfatter sejllinier fra den akustiske kortlægning, bundtyper, Internationale beskyttelsesområder, vrage og bopladser, udlagte indvindingsområder m.v.

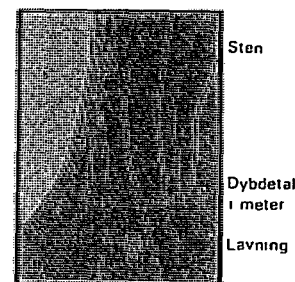
### 2.4. Råstof typer og indvindingsmetoder

Ud over den egentlige kortlægning af havbunden har vi i dag en detaljeret viden om havbundens sedimentologiske sammensætning fra råstofindvindingernes kvartalsvise indberetninger om råstofproduktionen af sand, grus og sten. Indberetningerne fra de enkelte indvindingsfartøjer rummer detaljerede oplysninger om, hvor indvindingen finder sted, hvilken råstof type der indvindes og hvor råstofferne bringes i land. Informationerne udgives i en årlig rapport (Anon., 1997b). De råstof typer indvinderen

# Signaturforklaring

# Legend

	Dynd <i>Mud</i>
	Sandet dynd - Dyndet sand <i>Sandy Mud - Muddy Sand</i>
	Sand, lokalt grus og sten <i>Sand, locally gravel and coarser materials</i>
	Residual sediment / moræne, stedvis med tynde dæklag af sand, grus eller sten <1m <i>Lag Deposits / Till, locally with a thin cover of sand, gravel or stones &lt;1m</i>
	Residual sediment / kvartær stenfrit ler og tørv. <i>Lag Deposits / Quaternary Clay and Peat.</i>
	Sedimentært grundfjeld. <i>Sedimentary Bedrock.</i>
	Krystallint grundfjeld <i>Crystalline Bedrock</i>
	Ukendt bundtype <i>Bottom type not identified</i>



Udgivet af Skov- og Naturstyrelsen, Danmarks Geologiske Undersøgelse og Sveriges geologiska undersökning.

Redaktion; P. E. Nielsen

Sammenstillet af: A. Kuijpers, P.E. Nielsen, B. Larsen, I. Cato, B. Kjellin, J.B. Jensen, J.O. Leth, B. Novak og T. Nielsen (1992)

Teknisk tilrettelæggelse og layout: B. Nielsen

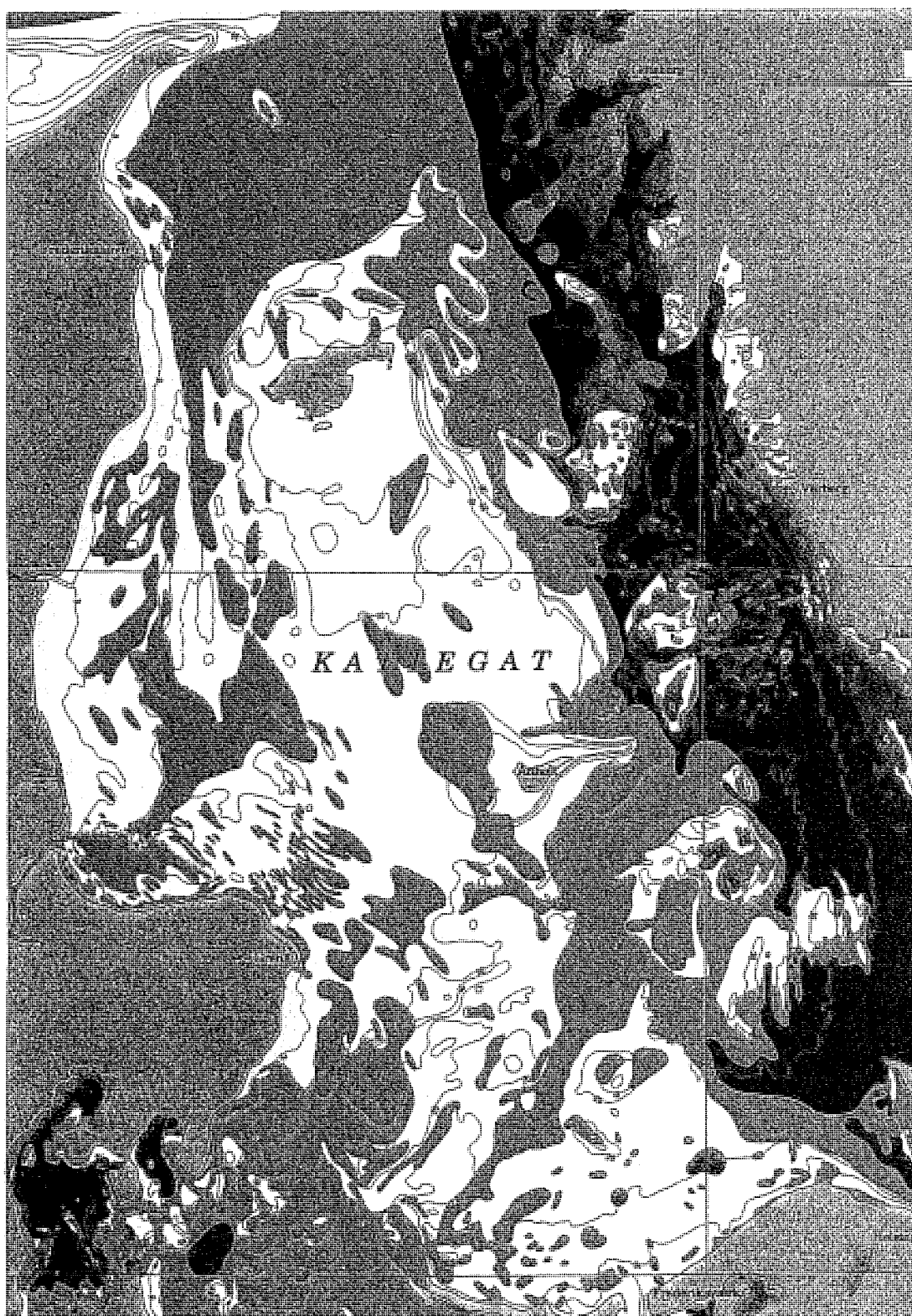
Kortet er hovedsagelig baseret på maringeologiske undersøgelser udført af Skov- og Naturstyrelsen, Danmarks Geologiske Undersøgelse, Sveriges Geologiska Undersökning, Geoteknisk Institut og Institut for Teknisk Geologi i perioden 1973 - 1991. Der er desuden anvendt publicerede data fra bl.a Kiels, Göteborgs og Københavns Universitet, Hollands Havforskningsinstitut, Texel, Geoscandic A/S. Endvidere har følgende velvilligt stillet værdifulde upublicerede data til rådighed: D. Lange, W. Lemke, R. Endler, Institute for Baltic Research, Warnemünde, R. Atzler, G. Hoffmann, D. Milkert, Kiel Universitet, H.L. Andersen, C. Christiansen, Aarhus Universitet.

Projektion: UTM, med geografisk gradnet, UTM Zone 32 og 33 markeret i rammen. Udgivet med tilladelse fra Kort- og Matrikelstyrelsen (A86). Må ikke bruges til navigation. Kortet er udarbejdet på grundlag af Kort- og Matrikelstyrelsens kortmateriale.

Kurveplan vejledende

Fig. 2.2a. Signaturforklaring til figuren 2.2b.





**Fig. 2.2b.** Bundtypekort over havsedimenter omkring Danmark og vestlige Sverige.

indberetter følger ikke den geologiske kornstørrelsesskala, men er udtryk for det indvundne materiales anvendelsesområde.

Indberetningsskemaerne omfatter følgende råstoftyper: Sand 0-4 mm, grus 0-20 mm, ral 6-300 mm, sandfyld 0-2 mm, grabsten, søsten, skaller og andet. Som en tommelfingerregel er grabsten i størrelsesordenen 150-600 mm og søsten også kaldet dykkersten i størrelsesordenen 340-2000 mm.

Overlappet mellem de enkelte råstoftyper er dels udtryk for, at materialerne ikke optræder naturligt i homogene forekomster, dels udtryk for at råstofferne efter indvinding ofte gennemgår en yderligere udsortering i den endelige handelsvare; eksempelvis Perlesten, Ærtesten og Nøddesten, der alle falder indenfor råstofftypen ral.

I den geologiske kornstørrelsesskala benyttes følgende opdeling:

ler		< 0,002 mm
silt	fint	0,002-0,006 mm
	mellem	0,006-0,02 mm
	groft	0,02-0,06 mm
sand	fint	0,06-0,2 mm
	mellem	0,2-0,6 mm
	groft	0,6-2 mm
grus	fint	2-6 mm
	groft	2-20 mm
sten		20-200 mm

I andre opdelinger skelnes mellem sten 20-60 mm og blokke 60-200 mm., men selv denne opdeling er ikke dækkende for de langt større søsten og dykkersten, der kendes fra stenrevne og fra beskyttelsesværker, eksempelvis havnemoler.

## 2.5. Indvindingsmetoder

Ved ral- og sandindvinding benyttes næsten udelukkende hydrauliske metoder. Ved hjælp af en kraftig centrifugalpumpe suges vand og sediment via et rør op fra havbunden. Sædvanligvis opsamles materialet i skibets last uden eller efter en sortering, hvor den uønskede fraktion af materialet sendes tilbage i havet sammen med overløbsvandet. Jo dårligere overensstemmelsen er mellem det ønskede materiale og bundsedimentet jo mere materiale vil blive ført tilbage til havet. Dette spild vil afhængigt af kornstørrelsesfordelingen og områdets hydrologi blive aflejret på havbunden i større eller mindre afstand fra indvindingsfartøjet.

Ved stenfiskeri benyttes grab, polygrab eller stentang. Stenfiskeri omfatter råstofftyperne grabsten og søsten/dykkersten.

## 2.6. Kortlægning af danske stenrev som basis for naturgenopretning

Netop fordi klipper og klippekyst er så godt som ukendt i Danmark har behovet og udnyttelsen af de undersøiske stenrev være stor til etablering af beskyttelsesværker

først og fremmest i forbindelse med havneanlæg. Specielt den stenede bund på de lavere vanddybder langs kysten eller på flak og puller, hvor vanddybden er mindre end 10 meter, har været særlig attraktiv for stenfiskerne (Helmig, 1997).

Årtiers stenfiskeri har i nogle områder betydet, at den naturlige brolægning er væk og dermed er også vigtige habitater fjernet. En genoprettelse af naturen kræver at havbundens topografi og overfladesedimenter (bundtyper) er kendt, så det kan vurderes hvor store mængder "kunstigt rev" det er nødvendigt at tilføre området. Desuden er det nødvendigt at kortlægge havbundens øverste jordlag, for at kunne vurdere den varige effekt af en eventuel etablering af et kunstigt rev. Opgavens løsning kræver at der udføres seismiske undersøgelser kombineret med prøvetagninger og dykkerobservationer.

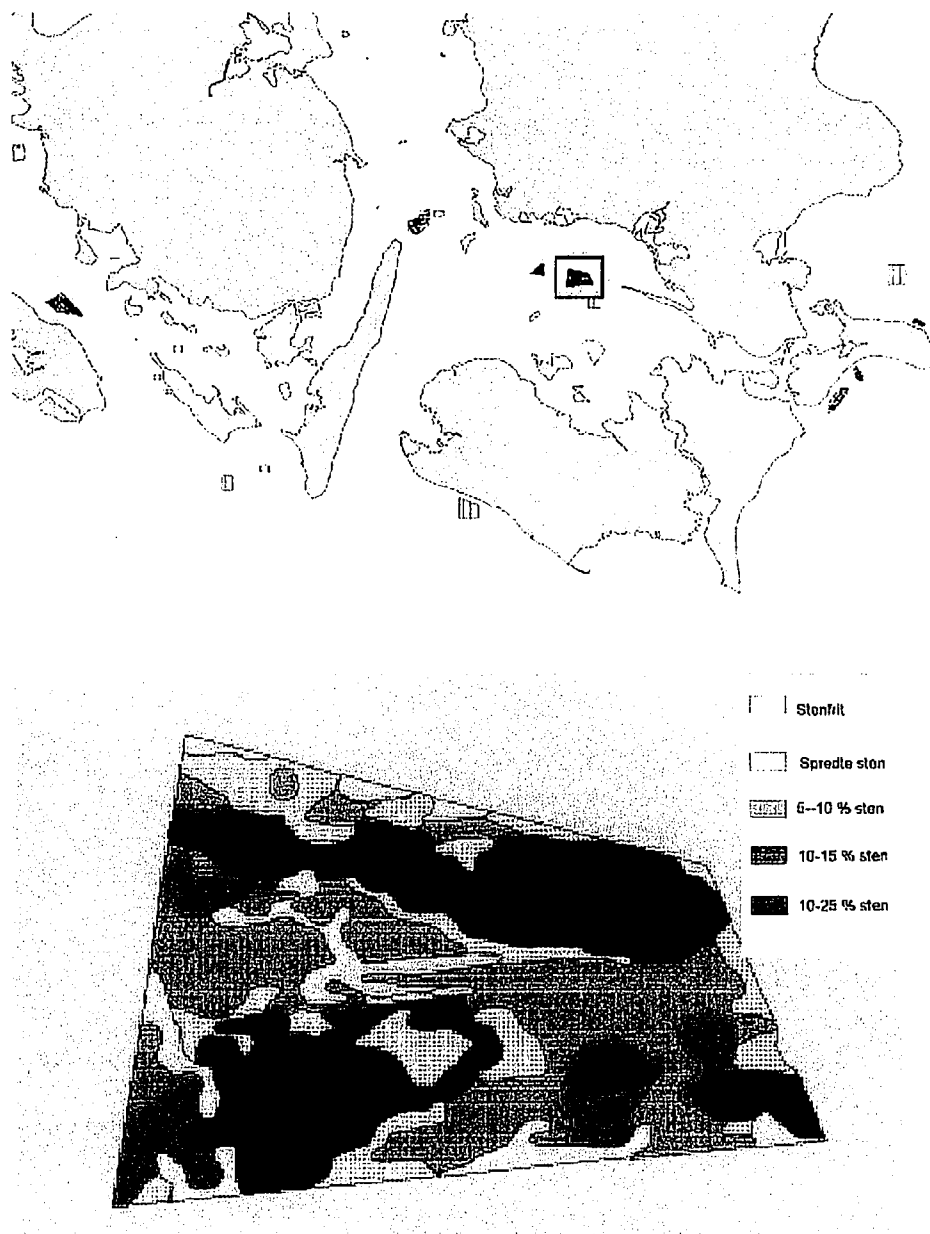
## **2.7. Seismiske undersøgelser**

Den seismiske kortlægning af bundtyper foretages med side scan sonaren, der udsender højfrekvente lydbølger, på 100 eller 500 kHz, i 2 vifteformede stråler vinkelret på skibets sejlrøret. Disse lydbølger reflekteres fra havbunden og viser et lydbillede af havbundens overflade. Man kan i et bælte på typisk 200m se forskel på hård og blød bund, samt erkende tilstedeværelsen af f.eks. sandribber, sten, blokke og skibsvrag. De ydre dele af side scan optagelserne er unøjagtige, så det er nødvendigt at sejle et net af linier med noget overlap. Det optimale er at sejle med 100% overlap, hvilket vil sige med en linieafstand på 100m. Efterfølgende kan det kortlagte område klassificeres i formodede bundtyper som f.eks. dyndområder, sandområder og stenede områder. Med indførelsen af digital databehandling er det desuden blevet muligt at producere side scan mosaik kort, hvor side scan optagelserne præsenteres på digitale kort, hvilket letter tolkningen betydeligt.

Havbundens topografi fastlægges ved ekkolodsopmålinger, hvor lydsignaler udsendes i frekvensområdet 10 – 200 kHz. Dette frekvensområde er karakteristisk ved at næsten al energien reflekteres fra havbunden og dybden kan måles med få cm nøjagtighed. De reflekterede seismiske ekko registreres digitalt og kan ligeledes udskrives som seismiske ekkogrammer. Den nyeste teknik inden for topografisk opmåling af havbunden er multibeam ekkolodsopmåling, hvor der udsendes et bundt lydsignaler og det er muligt at opmåle dybdeforholdene i et bælte af havbunden. Hvis multibeamopmålinger foretages med en linieafstand på omkring 100 m, kan de erstatte både side scan og ekkolodsopmålinger.

Kortlægningen af havbundens øverste lag foretages med reflektionsseismisk udstyr der udsender lydbølger i frekvensområdet 0,5 – 10 kHz. Men selv inden for dette område er der en opdeling i høj og lavfrekvente lydkilder. Ofte benyttes der derfor flere forskellige lydkilder hvoraf de traditionelle er Pingeren (3,5 kHz) og Boomerens 0,6 - 2 kHz, medens der i de senere år er blevet udviklet lydkilder som udsender lydbånd med et bredere frekvensområde (Chirpede signaler) og hvor databehandling af de modtagne ekko søger at forene stor nedtrængning og høj opløsning. Disse "shallow-seismiske" lydbølger trænger fra 10 til 50 m ned i havbunden og man kan erkende detaljer ned til 10 – 50 cm. Kortlægningen af de øverste jordlag er tilstrækkelig at foretage i et net på 250 x 250 m, men da alle typer udstyr kan køre samtidig er 100 m linieafstanden at foretrække.

Ved at kombinere resultaterne fra de forskellige typer udstyr, er det muligt at få et samlet lydbillede af havbundens forløb og jordlagene under havbunden (J.B. Jensen, Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelser, pers. komm.). Erfaringsmæssigt kan det akustiske billede oversættes til forskellige kendte aflejringstyper, så som finkornede aflejringer i form af dynd, silt og ler hvor lydbølgerne kan trænge relativt langt ned i modsætning til sand, grus og moræneler, som hurtigt stopper nedtrængningen af lydbølgerne (Fig. 2.3) (Nielsen, et al., 1997).

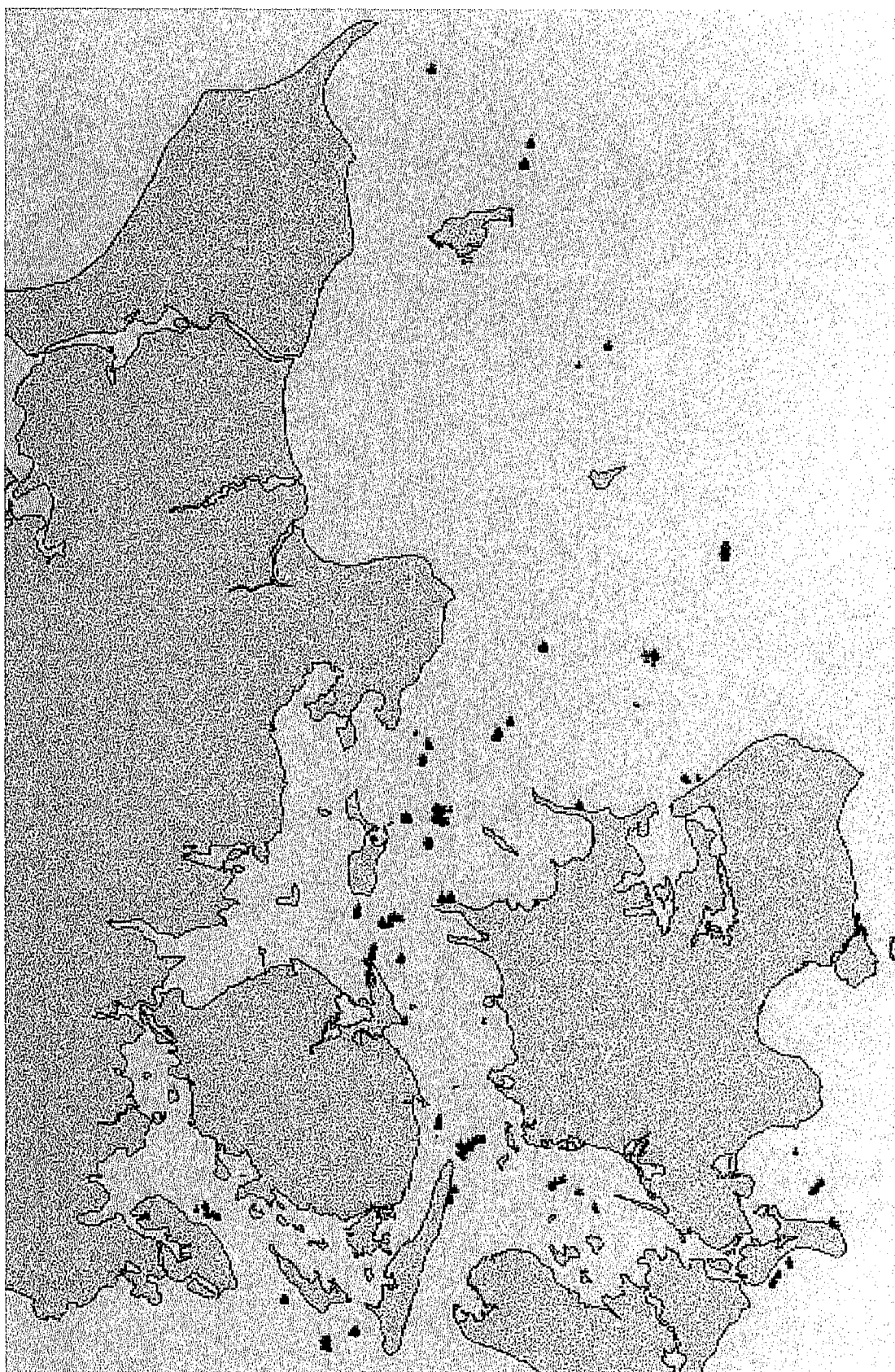


**Fig. 2.3.** Tolkning af den seismiske kortlægning af Venegrunde i Smålandsfærvandet. Kortet viser stentætheden i procent af det kortlagte område.

## 2.8. Prøvetagninger og dykkerobservationer

Tolkningen af de seismiske undersøgelser afsluttes med udpegning af positioner hvor man ønsker at kontrollere den seismiske tolkning med prøvetagninger og dykkerobservationer. Man nøjes ikke med at tage prøver fra de oplagte centrale dele af stenrevne, da det er lige så vigtigt at belyse de omkringliggende aflejringer. I forbindelse med stenrevne kan der således udmærket findes mindre bassiner indeholdende sand, tørv eller gamle søaflejringer, der kan påvirkes kraftigt af eventuelle kunstige ændringer i havbundens topografi. Prøvetagningsudstyr der benyttes omfatter overflade prøvetagere så som grab og BOXcore, der samler materiale fra de øverste 50 cm af havbunden, samt vibrations boreudstyr der kan give kernemateriale op til 6m under havbunden. Prøvetagningerne foretages i et repræsentative net hvor alle enheder bliver repræsenteret og hvad angår boringer skal der maksimalt være 500m's afstand mellem og mindst 2 boringer.

Dykkerobservationerne er et vigtigt supplement til prøvetagningerne, da store sten og blokke kun kan verificeres ved detaljerede dykkerbeskrivelser (Fig. 2.4). De mulige effekter på havbunden vurderes ud fra overfladesedimenternes fordeling, karakteristiske bundformer og prøvetagninger i disse, da f.eks. sandribber og sandfaner i læ af større sten giver vigtige informationer om nutidige strømforhold.



**Fig. 2.4.** Geologiske og biologiske dykkerundersøgelse på udvalgte stenrev i danske farvande. Dykkerprøver ved Skov- og Naturstyrelsen markeret i grøn, ved Danmarks Miljøundersøgelser i rød.

## 2.9. Referencer.

- Anon., 1996. Miljø- og Energiministeriets lovbekendtgørelse nr. 1082 af 11. December 1996. Bekendtgørelse om udlæg af overgangsområder for stenfiskeri fra havbunden.
- Anon., 1997a. Miljø- og Energiministeriets lovbekendtgørelse nr.569 af 30. juni 1997. Bekendtgørelse af lov om råstoffer.
- Anon., 1997b. Råstofproduktion i 1996 Havområdet. Skov- og Naturstyrelsen 1997.
- Helmig, S. Materialevalg. I: J.G. Støttrup og H. Stokholm (Eds.). Kunstige rev - Review om formål, anvendelse og potentiale i danske farvande. DFU-Rapport nr. 42a, 1997
- Nielsen, R., L. Düwel og S. Helmig, 1997. Stenrev i Smålandsfarvandet, Kirkegrund, Vene Grunde og Ydergrund. Miljø- og Energiministeriet. Skov- og Naturstyrelsen. København.
- Støttrup, J.G. og H. Stokholm (Eds.). Kunstige rev - Review om formål, anvendelse og potentiale i danske farvande. DFU-Rapport nr. 42, 1997.

### Kapitel 3. Vrag og revfiskeri i Kattegat.

Carsten Krog. Danmarks Fiskeriforening

Med baggrund i den beskrivelse af vrag- og revfiskeriet i danske fiskeres samlede fiskeriområde som blev udarbejdet i forbindelse med 1. Fase af Kunstig Rev Projektet (publiceret i DFU-rapport nr. 42a-97) blev det besluttet, at der skulle udarbejdes en mere detaljeret beskrivelse af fiskeriet i Kattegat.

I det følgende er der på baggrund af oplysninger fra 10 Kattegat-fiskere (se under Referencer) givet en nærmere beskrivelse af fiskeriet på vrag og rev i Kattegat.

#### 3.1. Fiskeriets omfang

Årligt lander danske fiskere fisk og skaldyr fra Kattegat til en værdi af omkring 225 mio. kr, i mængde svarende til 30-40.000 tons. De vigtigste arter er dybvandshummer, tunge, torsk, rødspætte og stenbider. Som det fremgår af tabel 3.1, fiskes – målt i værdi - ca. 60 % af trawlere, 32 % af garn/kombinationsfartøjer og de sidste 8 % med bundgarn og snurrevod. De såkaldte kombinationsfartøjer er fartøjer som hovedsageligt fisker med garn men som også i større eller længere perioder fisker med trawl, ruser eller kroge. Garnfartøjernes andel af de samlede fangster er således noget mindre end hvad der fremgår af nedenstående tabel – skønsmæssigt anslået udgør værdien omkring 25 % af den samlede fangstværdi, mens trawlernes andel er tilsvarende større.

De arter som er af særlig interesse for fiskeriet på vrag og rev er torsk, lyssej, mørksej og lange. Værdien af fangsterne af de tre sidstnævnte arter udgør mindre end 1 mio. kr. årligt. Torsken er langt den mest betydningsfulde af de nævnte arter, efter som fangstværdien udgør omkring 30 mio. kr. årligt.

Mere end 500 danske fartøjer lander hvert år torsk fra Kattegat, 2/3 heraf er registreret som fartøjer med aktive redskaber (trawl, snurrevod) og resten med passive redskaber (garn, kroge, ruser). En betydelig del af fartøjerne udgøres af fartøjer fra vestkysten.

Art	Fiskeri	Bundgarn	Garn/komb. Fartøjer	Snurrevod	Trawl	I alt
Brisling		-	-	-	7084	7084
Dybvandshummer		1	1956	4	65455	67414
Stenbider		1271	22459	227	1195	25154
Rødspætte		537	10828	7216	8771	27351
Sild		127	35	-	9024	9186
Tunge		1083	23425	218	17744	42470
Torsk		692	7663	2283	21516	32154
I alt (alle arter)		8574	76369	11366	142650	238959

**Tabel 3.1.** Værdi af fangster (x 1000 kr) i Kattegat fordelt på fartøjstyper og arter i 1997 (kun arter for hvilke fangstværdien overstiger 5 mio. kr. er specifikt nævnt).



Art	Fiskeri	Bundgarn	Garn/komb. Fartøjer	Snurrevod	Trawl	I alt
Brisling		-	-	-	8724	8724
Dybvandshummer		0	38	0	1165	1203
Stenbider		61	892	8	57	1020
Rødspætte		42	796	566	697	2100
Sild		91	23	-	6705	6820
Tunge		13	280	3	249	545
Torsk		81	822	245	2225	3373
I alt (alle arter)		1308	3466	1025	22467	28265

**Tabel 3.2.** Danske fiskeres fangster (tons) i kattegat fordelt på fartøjstyper og arter i 1997 (kun arter for hvilke fangstværdien overstiger 5 mio. kr er specifikt nævnt).

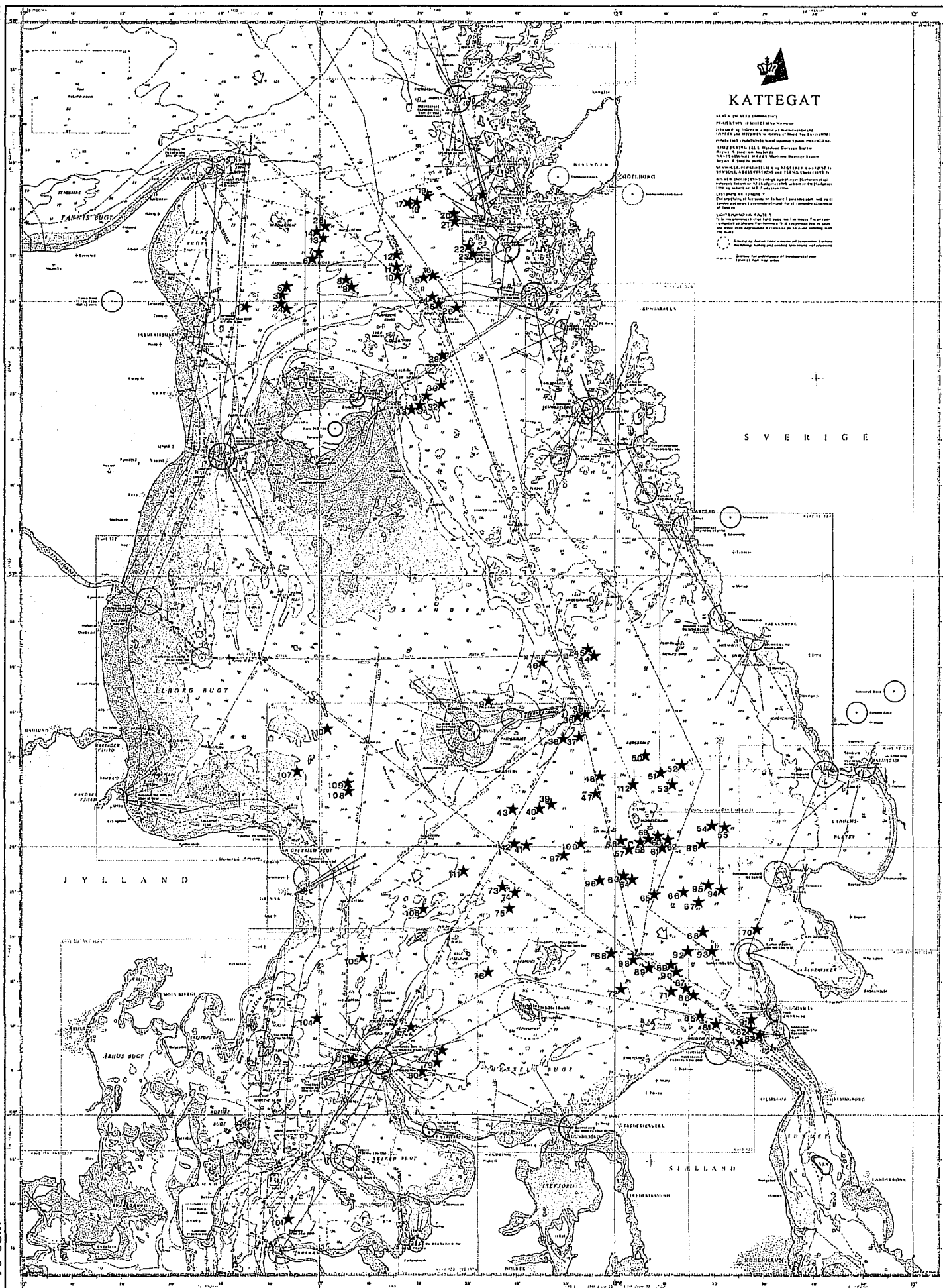
### 3.2. Det specialiserede fiskeri på vrage og rev

I det følgende er der alene fokuseret på det direkte fiskeri på vrage og rev, men det skal understreges, at en stor del af fiskeriet i øvrigt foregår på blandet bund som kan have større eller mindre karakter af rev. Indledningsvis skal det endvidere bemærkes, at fiskeri på egentlige rev (stenformationer/ klipper) principielt ikke adskiller sig fra fiskeri på vrage og andre menneskeskabte konstruktioner på havbunden, men at der alene kan være tale om forskelle i dimensioner.

Som oftest forbindes vrage- og revfiskeriet med garnfiskeri men i virkeligheden er der et måske endnu større - og tidligere etableret - fiskeri med trawl på/nær vrage og rev. Indtil begyndelsen af 1960'erne var fiskeriet imidlertid ikke særligt effektivt eller omfattende eftersom denne type fiskeri dels forudsætter en meget detaljeret og præcis viden om havbund og vrage og dels forudsætter særdeles præcise positioneringssystemer. Indførslen af et godt dækkende Decca-system i begyndelsen af 1960'erne gjorde det muligt for særligt risikovillige/erfarne fiskere at placere redskaberne med den nødvendige præcision på vrage og rev. Indførslen af sonaren (asdic'en) i begyndelsen af 1970'erne samt indførsel af moderne positioneringssystemer gjorde det muligt for endnu flere at udnytte vrage og rev som fiskepladser.

### 3.3. Fiskeområder

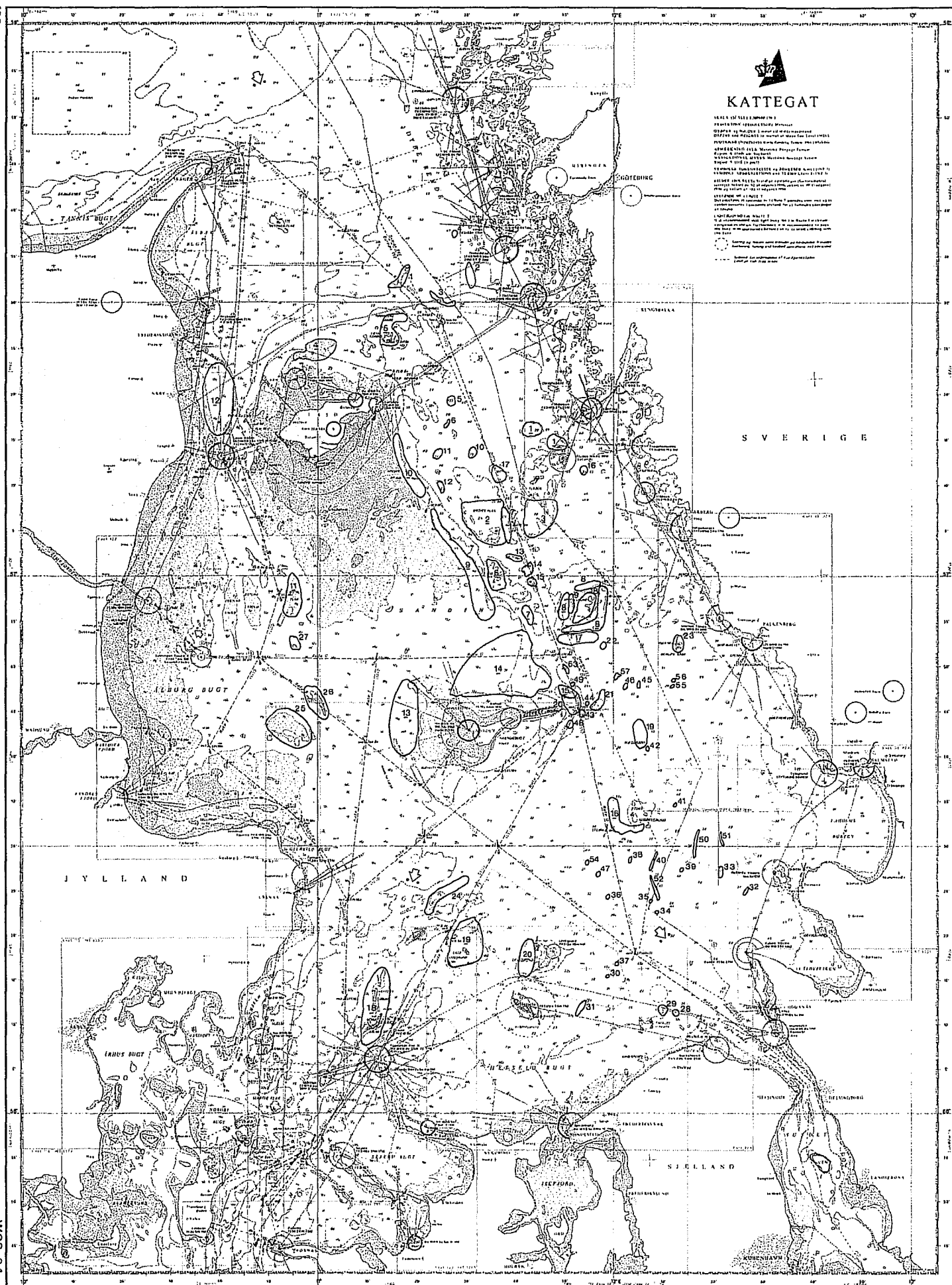
Ud fra oplysninger fra 3 af de interviewede fiskere er der udarbejdet kort (Fig. 3.1 og 3.2) over de vigtigste fiskepladser for vrage- og revfiskerne i Kattegat. Selv om kortene ikke er fuldstændigt dækkende giver de imidlertid et enestående indblik i det detaljerede kendskab til rev- og vrage som fiskerne er i besiddelse af. Som det fremgår af kortene foregår stort set al fiskeri på rev og vrage i den østlige del af Kattegat.



**Fig. 3.1. Oversigt over vrag i Kattegat.**

1. Torpedobåd, 16 favne, store torsk, kun ca. 14 dage i januar.
2. Damper, stort vrag, store torsk, december, januar og februar, 18 favne.
3. "Gril", mindre vrag, som ovenfor.
4. "Juletræ", som ovenfor.
5. "Janson", mindre vrag, kun fisk i januar, små torsk.
6. "Dorete", mellemvrag, godt, store torsk, januar og februar.
7. "Valle Peter", mindre vrag, godt, blandet små torsk og lyssej i november og december, i januar og februar er der kun store torsk. Et af vore bedste vrag i nordlige Kattegat. De fleste torsk, vi har haft, var den 16/1 1997, hvor der var 198 stk. et-årige og to-årige torsk i 4 garn.
8. Nordøst, lille vrag, kun torsk i januar og februar.
9. "Bette", meget lille vrag. På loddet ser vi kun et lille hul med en spids som svovlet på en tændstik. Rigtig gode store torsk januar og februar.
10. Damper, stort vrag, kun store torsk i januar og februar, ingen fisk resten af året.
11. "Lise Katrine", 18 ton trawler. Her er der kun lyssej og langer i november og december, der er ingen torsk.
12. "Syren", mellemvrag, blandet torsk og sej i november og december, store torsk i januar og februar, godt.
13. Kuldampere, stort vrag spredt over et større område, torsk december, januar og februar.
14. "Dorthea", større vrag, torsk december, januar og februar.
15. Lille vrag, godt, torsk november, december, januar og februar.
16. Meget stort vrag, svensk, ingen torsk, der kan blive lidt lyssej i februar og marts. Her sættes kun garn, hvis man kan lodde sej.
17. "Vinga Hæt", torsk, mindre vrag december og januar.
- 18 + 19. "Vinga Hætter", meget store vrag. Her kan blive mange lyssej fra oktober til februar, ikke mange torsk.
20. Lille vrag, torsk, næsten kun mindre torsk (str. 4) november til januar.
21. Vrag eller stentop? kun lyssej.
22. Lille vrag, kun lyssej, meget svært at ramme, hvis der er strøm. Det er ikke sjældent, at strømmen render nord i overfladen, men modsat i bunden.
23. Mellemvrag, godt. Det bedste lyssejvrag vi har i nordlige del. I februar 1997 havde vi en dag 1.200 kg sej i 3 garn.
24. Tyskeren, stort vrag, store torsk december, januar og februar.
25. Lille vrag, mange torsk, men kun små (str. 4) november til februar.
26. Mellemvrag, ingen torsk, kun lyssej, rimelig godt. Er der strøm, står sejene 2-3 favne over vraget.
27. Stort vrag, mange store torsk. For tæt på Sverige.
- 28 - 34. Diverse vrag.
35. Damper, ligger på kanten af et stenrev. Sej og torsk.
36. "K.O.". Lille vrag af trækutter, kun store torsk fra oktober til februar.
37. "Leon", meget stort vrag, torsk, bedst november til januar.
38. "Diana", mellemvrag, godt, torsk november til januar.
39. "Richard", godt stort bredt vrag (M 403), store torsk november til januar.
40. Ubåd U 251 blev sænket den 19/4 1945 af engelske fly. Ubåden var af type VIIc på 650 brt, ligger indtakt på bunden. Langer og lyssej oktober til februar.
41. "Aug. Leonhard", stort vrag, godt, store torsk. Eks. i december 1998: 120 stk. store torsk i 4 garn. Bedst november til februar.
42. "Kompass" ("Lasomme"), mellemvrag, små torsk november til januar.

43. "Sneglehusvraget", tysk damptrawler, sænket den 5/4 1945 af fly. Bliver kaldt "Sneglehus-vraget" på grund af de mange konksnegle i garnene i og omkring vraget. Kan til tider være en del torsk, men det har været bedre i 70'erne, mellemvrag spredt over 100 m<sup>2</sup>, store torsk i januar og februar, ellers små torsk.
44. Mellemvrag, blandet lyssej og torsk, bedst i januar og februar.
45. Mellemvrag, blandet lyssej og torsk, bedst i januar og februar.
46. Stort vrag, kun lyssej, bedst januar og februar, "lus".
47. Meget lille vrag, kun lyssej. Nogle gange kan der være mange sej. Sætter kun garn, hvis vi kan lodde fisken, ellers er det meget svært at ramme. "Lus".
48. "Rikke", mellemvrag, kun små torsk november til januar.
49. Flyver, ingen fisk.
50. "Finbark", mellemvrag, lyssej, "lus".
51. Lille vrag, lyssej, "lus".
52. Tysk transportskib, stort vrag, lyssej, godt, "lus".
53. Mellemvrag, lyssej, "lus".
54. Stort vrag, godt, lyssej, "lus".
55. Svensk fiskekutter, lille vrag, lyssej, "lus".
56. Lille vrag mellem sten, lyssej, "lus".
57. Muddermaskine, stort vrag, lyssej, "lus".
58. Stort vrag, blandet lyssej og torsk, "lus", november til februar.
59. Mellemvrag, torsk, "lus", november til februar.
60. Mellemvrag, små torsk, "lus", november til februar.
61. Stort 2-0 vrag, store torsk, "lus", november til februar.
62. "Kronprinz Wilhelm", stort vrag, også kendt som 2,05'eren af fiskere (grundet decca-koordinaterne F, 2,05 – F, 70,84). Forliste den 2/11 1917, er på 1.465 brt. Lyssej, november til februar. Kan til tider rumme mange torsk, langer og en del havkatte. "Lus".
63. Lille vrag, store torsk, november til februar. "Lus".
64. Mellemvrag, ingen fisk?
65. Lille vrag, blandet lyssej og små torsk, november til februar. "Lus".
66. Mellemvrag, store torsk, november til februar. Ingen "lus".
67. Gammelt lastskib, meget stort vrag, små torsk, november til februar. Ingen "lus".
68. Stort vrag, store torsk, november til februar. Ingen "lus".
69. Mellemvrag, store torsk, november til februar. Ingen "lus".
70. Færge, (kullervrag), stort vrag, godt, men for tæt ved Sverige, november til februar.
71. Benzindamper, stort vrag, store torsk, november til februar.
72. Mellemvrag, ("Finns båd") store torsk, november til februar.
73. Cementskib, "Cementdamperen", stort vrag, store torsk, kun 2 uger i januar.



**Fig. 3.2.** Oversigt over sten og rev (alm. tal) og andre hårbundsområder (underskrevne tal) i Kattegat.

**Fig. 3.2.** Oversigt over sten og rev i Kattegat.

1. "Fingeren". Sten med lidt toppe, 14-18 fv. Godt torskefiskeri i februar og marts, undertiden også en del rødspætter og tunger i august, men der er mange krabber.
2. Stentoppe i sønderenden af Vingarenden. Toppene er 2-10 fv. høje, der kan stå 2-6 garn på hver top, blød bund uden om. Torsk og sej i januar, februar og marts.
3. Stentoppe, blød bund uden om, toppene er 2-5 fv høje. Der kan stå 4-6 garn på hver top. Torsk og sej i januar, februar og marts.
4. Hård bund, ca. 2 fv høj. Torsk, hovedsageligt små, det meste af året. Der kan stå ca. 10 garn over stenene. Problemer md "lus".
5. Stenrev, 20 fv højt, blød bund uden om. Torsk og sej i januar, februar og marts. Kan kun fiskes på når det er lyst pga slimål og "lus".
6. Som oven for.
7. Koraller. Her kan ikke fiskes med garn.
8. Lille Middelgrund. Sten med mange toppe. Her fanges sort hummer fra august til oktober.
9. Koraller. Her kan ikke fiskes med garn. Mange rødtunger.
- 10-17. Koraller og store flintsten, vanskeligt at fiske på fordi garn ødelægges.
18. Sten. Her kan ikke fiskes pga "møg".
19. Rødebanke. Sten. Torsk, gråtunger og rødtunger.
20. Fyrbanke. Sten i sønderenden og på vestkanten.
21. Stenbund. Torsk og lyssej i december og januar. Problemer med lus.
22. Store sten. Sort hummer.
23. Morups Banke. Sten. Kan ikke fiske her pga krabber og "møg".
24. Kanten af "Torskerenden". Grus og sten. Pighvarre i juni og juli. Her kan være meget "møg".
25. "Trusserne" kaldes også "Smallegrund". Sten og grus. Tunger i maj og juni.
26. "Langrevle" kaldes også "Bredegrund". Sten og grus. Pighvarre i april og maj. Her kan være meget "møg".
27. "Stokken". Sten og grus. Pighvarre. Meget "møg".
28. "Lille Hage".
29. "Strågårdshage".
30. "5-bøje hullet".
31. "Ryggen".
32. Sten rev.
33. Sten rev.
34. Lille sandrevle.
35. "Fodsålen".
36. 3-bøje stenen.
37. "Ejnars sandpukler".
38. "Kathale".
39. "Store stenknold"
40. "Perlerev og banke"
41. "Rejehullet"
42. "Sprækken"
43. "Hummerklippen"
44. "Hesteskoen"
45. Rev
46. "Ejnars hummer og fiskeklipper"
47. "Solitudevej"

48. "Pandekagen"
49. "So hul"
50. Stor grus- og sandbanke
51. Lang hård sandrevle
52. Revle med mange "Gilleleje østers", muslingeskaller (sandbund)
53. Høje sten og klipper
54. "Stenhjørne"
55. Sten
56. Sten
57. Høje stenklipper med mange spidser. Klipperne er fra 200 til 1000 meter i længden og med en højde på 8-12 meter, stor variation.

Andre hårbundsområder (grunde). Underskrevende tal i kortet på fig. 3.2.

1. Grunde med blandet grus og sand. Fisker kun stenbider her.
2. "Groves flak". Blandet hård bund med sand ind imellem. Fisker hovedsageligt tunger og stenbider her. En del store rødspætter og slethvarrer på vestkanten, mange tunger i sønderenden i juni og juli men der er mange krabber. Problemer med "lus" uden for 15 fv.
3. Sydlige del af "Fladen", blandet sten, grus og sand. Stenbider, tunger og en del sorthummer. Rigtig god fiskeplads men svært sted at fiske pga "møg" og store blade.
4. Sandgrund hvor der kun fiskes stenbider.
5. Blandet hård bund. Her fiskes stenbider og hummer. Meget "møg" i dårligt vejr.
6. "Korallen" (svenskerne kalder stedet "Kristian"). Tunger og stenbider i januar-maj.
7. "Kødbjerget", småsten og grus. Mange tunger i maj og juni. Problemer med "lus" uden for 15 fv.
8. Blandet hård og bød bund. Her fiskes gråtunger og rødtunger fra august til september/oktober. Meget "møg" i dårligt vejr.
9. Sandbund. Tunger om efteråret. Problemer med "lus" uden for 15 fv.
10. Sand og grus. Pighvarre om foråret, hvor de trækker ind på det grunde vand for at gyde, også fiskeri efter stenbider her.
11. Som ovenfor.
12. Sand. Her fiskes stenbider i perioden marts-maj.
13. Sandbund med stenpletter. Tunger forår og efterår, stenbider i marts-maj.
14. "Rødsand". Sandbund med lidt stenpletter. Tunger efterår og vinter, stenbider marts-maj.
15. "Fyrbanke". Sandbund i nordenden, sten og grus i sønderenden op på vestkanten (se under rev nr. 20). Tunger i okt.-nov., stenbider i marts-maj.
16. Grusbund og sand. Rødspætter og tunger om efteråret.
17. Blandet grus og sand. Rødspætter og tunger om efteråret.
18. "Schultz's Grund" og "Hastens Grund". Blandet sten, grus og sand. Torsk, tunger og rødspætter i maj-august. Her kan være meget "møg".
19. "Lille Lysegrund". Grusbund. Vandstanden passer ikke med søkort længere, der er 20 meter næsten overalt, der bliver suget ral her. Tunger i maj og juni.
20. "Lysegrund". Grus og sand. Tunger i maj og juni.

### 3.4. Målarter

Den primære målarart for vrags- og revfiskeriet er som nævnt torsk, men arter som mørksej, lange og især lyssej nævnes også af fiskerne som betydningsfulde. Dette er dog vanskeligt at se ud af den officielle fangststatistik, ud fra hvilken den samlede årlige fangstværdi for de tre arter ikke overstiger 1 mio. kr. Årsagen til denne manglende overensstemmelse mellem fiskernes beretninger og fangststatistikken er ukendt.

Lyssej og lange er mere knyttede til vrags og rev end torsk og sej. Der er beretninger om fangst af helt op til 6000 kg lyssej på et vrags (3). Der er en tendens til, at de forskellige arter "deler" vrage op imellem sig – eksempelvis er et bestemt vrags syd for Anholt kendt for stort set kun at huse langer, som kan fanges her hele året (2).

Tilsyneladende har rev og vrags også en vis betydning for dybvandshummer, som ikke normalt kan karakteriseres som en art, der er tilknyttet rev. Indførslen af sonaren på hummertrawlere har gjort det muligt for disse at fiske helt tæt op til vrags og rev – eksempelvis kan nævnes et stort fiskeri nær en markant revdannelse (1,5x0,8 km, 5-7 meter høj) øst for Anholt (forlængelse af Anholt østrev kaldet "Hesteskoklippen"). I umiddelbar nærhed heraf fiskes der i perioden juni-oktober meget store mængder dybvandshummer – helt op til 1400 kg pr. rejse (7).

### 3.5. Trawlfiskeriet

Før 1960 markeredes vrags og rev med bøjer således at fiskerne kunne genfinde disse og ud fra deres erfaring om, hvorledes vrags og rev var orienteret på havbunden var det muligt at fiske med trawl helt op til vrage uden at risikere at miste redskaberne. Der er endvidere eksempler på, at fiskerne har allieret sig med dykkere for at få den nødvendige viden om vrages placering.

Denne erfaring var naturligvis ofte dyrekøbt, og mange har mistet trawl til store værdier på vrage, Erfaringerne var og er naturligvis nogle som ikke gives videre til hvem som helst. Fiskerne ligger således inde med en helt enestående detaljeret viden om vrages nøjagtige placeringer, herunder vrages dimensioner, højde over havbunden og i hvilken retning der er risiko for hold i form af master, spanter m.v. Denne viden er helt nødvendig, hvis fiskeriet skal give det ønskede udbytte, eftersom dette forudsætter, at trawlen går helt tæt op ad vrages. Når trawlen udsættes skal den ene trawlskovl således skrabe hen ad vrages, hvilket kan registreres ved at fiskeren under udsætningen holder sin ene hånd på den ene trawlwire.

Ud over en detaljeret viden om vrages placering kræves endvidere stor viden om strømforhold og om redskabets funktion, idet de ofte kraftige og variable strømforhold i Kattegat kombineret med de relativt store dybder (mere end 20 meter) betyder, at der er stor risiko for at trawlen hænger fast i vrages eller ikke rammer det med den nødvendige præcision. Af samme grund fiskes der stort set ikke med trawl, der ligger på vanddybder større end 40-50 meter. Det kan nævnes, at det ikke er usædvanligt, at bundstrømmen går i den modsatte retning af overfladestrømmen. Fiskeri på vrags forudsætter således relativt roligt vejr og ikke for stærk strøm, hvis det



skal kunne gennemføres uden alt for stor risiko for at miste trawl, der normalt har en værdi af 20-30.000 kr.

Ved fiskeri på vrag anvendes traditionelle torsketrawl, ofte slidte eksemplarer efter som der ved denne specielle type fiskeri for det første er stor risiko for at ødelægge/miste trawlen og for det andet kun er behov for ganske korte slæb, og ikke, som det er tilfældet ved fiskeri på glat bund, at samle fisk sammen fra større områder for at sikre, at fangsten er tilstrækkelig stor. De trawl der anvendes til fiskeri på hård bund er som regel forsynet med bobbinsgear (tov eller kæde forsynet med store plastikkugler og gummiproppe), som sikrer at trawlens underkant kan køre hen over forhindringer på havbunden. Tidligere anvendtes en gummirup med proppe og store skiver. Disse særligt bekostelige trawl anvendes normalt ikke ved fiskeri på vrag men kan være nødvendige i de tilfælde, hvor vrage ligger på "grov" bund. Dette er en af grundene til, at der ikke fiskes ret meget på vrag i den vestlige del af Kattegat, hvor den hårde bund nødvendiggør brug af bobbinsgear med deraf følgende ekstraordinær udgiftsrisiko. Når der fiskes på særlig grov bund er det især vigtigt, at fangsterne er store, fordi fiskene kan "løfte" trawlposen lidt over stenene, således at trawlen ikke slides i stykker.

I 1960'erne og 1970'erne fiskede de fleste trawlere i Kattegat på vrag, nu er det kun ganske få der driver et sådant målrettet fiskeri. Det anslås, at ca. 20 danske fartøjer periodisk fisker direkte på vrag – de fleste heraf er hjemmehørende i Gilleleje. Endvidere deltager enkelte svenske fiskere i denne særlige type fiskeri. Grunden til at fiskeriet er gået tilbage på vrag og også på egentlige stenrev skyldes dels, at der ikke er så mange fisk på vrage mere og dels, at torskefiskeriet er blevet stærkt rationeret. Det er derfor ikke muligt, lovligt at lande de store, kortvarige fangster som er kendetegnende for vragsfiskeriet – der er således udviklet et fiskerimønster, hvor det er mere ønskværdigt med en mere blandet fangst, hvilket bedre kan praktiseres ved mere traditionelt fiskeri.

Den primære fiskesæson for trawlfiskeriet på vrag/rev er vinterperioden (januar til udgangen af marts) dvs. i torskens gydeperiode, hvor fiskene samles. Der er beretninger om, at torsken i forbindelse med selve gydningen i en kort periode trækker væk fra vrags/rev for igen at vende tilbage (10). Torsken kan også fanges på vrags i særligt varme perioder om sommeren, hvor den igen samles.

Hvor strømmen rammer vrages hules ofte en forholdsvis dyb rende ud. I denne rende står ofte store mængder fisk, hvorfor kunsten er at få placeret trawlskovlen heri. Det antages, at den heraf følgende uro får fiskene til at svømme op og ind i trawlen. Der er således beretninger om meget store fangster hvor dette er muligt, og det gælder også på vrags som ellers er meget "nedslidte" (hvor stort set intet rager op over havbunden).

Det kan undertiden være en fordel, hvis 2 trawlere fisker på samme vrags, fordi den uro den ene trawler forårsager kan skræmme fiskene over på den anden side af vrages, således at de kan fanges af den anden. Samme effekt har det undertiden, når der anvendes sonar/ekkolod på vrages – men af ukendte årsager er det ikke altid at fiskene reagerer herpå. En garnfisker (3) kan berette, at fire trawlere som fiskede ved et stort vrags (30.000 tons skib) på 42 meter vand øst for St. Middelgrund sidste år på en dag fiskede 30-40 tons torsk i forbindelse med den uro som garnfiskernes ekkolodning på

vraget forårsagede. Dagen efter var der i øvrigt igen store mængder af fisk her, det pågældende vrag har dog ikke været så godt i år.

Langt størstedelen af vragfiskeriet – og for den sags skyld også revfiskeriet - foregår øst for en linie mellem Sj. Odde – Anholt vest – Læsø øst – Frederikshavn og over til fiskerigrænsen 4 sømil ud for basislinien ud for den svenske kyst (Fig. 3.1). Grunden hertil er dels, at der her findes flest større vrag (pga sejlruten), dels at vanddybden her er tilstrækkelig stor til, at der kan samles store fisk, og endelig, at der af ukendte årsager generelt er flere fisk her. Grunden til at der kun er få fisk på de mange vrag mellem Læsø og Jylland er ligeledes ukendt. Trawlfiskerne fisker skønsmæssigt på omkring 50 vrag inden for den nævnte afgrænsning, garnfiskerne har inden for det samme område omkring 150 vrag registreret, som de anvender. Den enkelte trawlfisker har et mindre antal vrag (4-6 stykker) som han specialiserer sig i at befiske. Fangsterne her kan som nævnt på de rigtige tidspunkter være overordentlig store : Fangster på 5-7 tons torsk i slæb med en varighed på 10-15 min. kan forekomme langs med vrag og deciderede stenrev (7).

Om dagen opholder fiskene sig på vraget, ved mørkets frembrud trækker de lidt ud fra vraget og kan da fanges i trawl (7). Torsk opholder sig på vrag stort set hele året (men flest i vinterperioden) mens deres ophold på stengrunde alene er mere begrænset til gydeperioden (dec.- februar) (2). Fiskeriudbyttets størrelse på de enkelte vrag afhænger ikke nødvendigvis af vragets størrelse – sandsynligvis er vragenes placering i forhold til strømmen og til fiskenes vandringsruter og fødesøgningsområder bestemmende for, hvor stort et udbytte der kan opnås på vragene. Der er da også mange eksempler på vrag som ud fra deres størrelse burde huse en stor fiskebestand, men som erfaringsvis ikke giver noget væsentligt fiskeriudbytte. Der kan specifikt nævnes et eksempel på 2 vrag placeret 200 meter fra hinanden på samme vanddybde (ved "Fingeren" nordøst for Læsø), det ene vrag er en lille 20 BRT kutter det andet er vraget af et meget stort skib. Her er der flest fisk på det lille vrag og hovedsageligt torsk, mens der på det store vrag stort set kun er sej (2). Vragenes betydning er heller ikke konstant fra år til år – nogle år søger torsken til vrag på hård bund, andre år er det vrag på blød bund der er de foretrukne. Sandsynligvis er det variationer i fødeudbuddet der er afgørende for fiskenes adfærd (6 og 7). Vragenes alder kan betyde noget men ikke altid – eksempelvis blev der allerede fisket på en sunken fiskekutter (H10) vinteren efter at den sank for 3 år siden nord for Gilleleje (6). Vrag hvor på der er mistet garn eller trawl kan i en periode have en reduceret betydning som fiskeplads, dels pga den uro/fangst de efterladte redskaber kan give anledning til, og dels fordi risikoen øges for, at de nye redskaber – både trawl og garn – kan hænge fast i de efterladte redskaber. Det er dog samtidig erfaringen, at de efterladte redskaber relativt hurtigt mister deres fiskeevne, fordi de fyldes op med havskarn m.v., hvilket, kombineret med den ofte kraftige strøm i Kattegat, betyder, at garnene ruller sammen og synker ned. Det nævnes i den forbindelse at mængden af tang, krabber m.v. ganske vist er stor i Kattegat men at mængden af plastik m.v. er betydeligt mindre i Kattegat end i Nordsøen (1 og 2).

### 3.6. Garnfiskeriet

Garnfiskerne anvender som nævnt et større antal vrag (omkring 150) end trawlfiskerne (omkring 50), dette skyldes det forhold, at trawlfiskeri ikke kan foregå

på alle typer vrage pga. den store risiko for at få hold med deraf meget store økonomiske konsekvenser. Garnfiskerne i Kattegat sætter kun 2-4 garn (1-2 rækker) på hvert vrage, hvorimod vragefiskere i Nordsøen fisker med 4-8 garn pr. vrage – dette har baggrund i det forhold, at torskene generelt er mindre i Kattegat, hvorfor de kan fastholdes i mindre mængder bus (net). På hver fangstrejse sættes garn på 8-15 vrage. Der fiskes på vanddybder mellem 35 og 55 meter, i enkelte tilfælde ned til 80 meter. Der findes vrage og fisk på større dybder, men det er meget vanskeligt/umuligt pga. strøm at sætte garnene med den tilstrækkelige præcision på så store vanddybder. Det er helt afgørende for fiskeriudbyttet, at garnene har kontakt med vraget – de skal helst sættes tværs hen over dette. Som det også er tilfældet for trawlfiskerne forudsætter garnfiskeri på vrage således relativt rolige strøm- og vindforhold. Undertiden belastes ankret med kæde for at øge præcisionen ved udsætning af garnene. Garnene sættes når det lysner og hives hen under aften. Fangsterne i anden garnlænke er ofte større end i den første, fordi fiskene skræmmes over i anden lænke som følge af den uro røgningen af første lænke forårsager.

Et særligt problem for garnfiskeriet er den massive forekomst af ”lus” (krebsdyr : *Isopoda* og *Amphipoda*), som i visse dele af Kattegat på vanddybder over 25 meter på ganske kort tid (4 timer) kan ødelægge fangsten. På vanddybder større end ca. 75 meter i den nordlige del af Kattegat/ Skagerrak udgør forekomsten af slimål (*Myxine glutinosa*) et tilsvarende problem. Det er bemærkelsesværdigt, at problemet med ”lus” forekommer på mere grundt vand i Kattegat end i Nordsøen, hvor dybdegrænsen ligger på omkring 50 meter. Af ukendte årsager kan ”lus” udgøre et problem på ét vrage men ikke på et andet vrage, som måske kun ligger få hundrede meter herfra (2 og 3). Nogle fiskere fodrer lusene af med fiskeaffald – erfaringen er, at lusene kan mættes, således at fangsterne i et vist omfang skånes (2).

Som tidligere nævnt kan der også forekomme store mængder torsk på vrage i specielt varme somre, dette er imidlertid problematisk at udnytte for garnfiskerne, fordi fiskene på grund af temperaturen ikke kan holde sig levende i tilstrækkelig lang tid i garnene. Enkelte garnfiskere skifter derfor over til at fiske med pilk på vrage. To garnkuttere fra Læsø har endvidere påbegyndt et forsøgsmæssigt fiskeri på vrage og rev med automatiske pilkemaskiner. På grund af den stærke strøm der ofte er i Kattegat, er det imidlertid meget vanskeligt at gennemføre, fordi den effektive fisketid på vraget bliver meget kort – fartøjerne driver undertiden med en hastighed af 60 meter i minuttet hen over vraget. Det kan derfor være nødvendigt at ankre op for at kunne fiske, men ikke engang dette kan altid løse problemet, efter som det kan være vanskeligt at få pilkene ned til bunden med den tilstrækkelige præcision, dels fordi strømmen ”tager” pilken og dels fordi der kan være to strømlag med modsat rettede strømninger (10).

Ved garnfiskeri efter torsk anvendes garn med en maskevidde på 160-190 mm, til fiskeri efter lyssej og mørksej anvendes garn med en noget mindre maskevidde (130 mm). Sejgarn er endvidere noget højere end torskegarn (ca. 4 meter, torskegarn ca. 3 meter høje), og står mere strakt. Tråden i garnene er som oftest såkaldt mono-twine (3 fast tvundne monofiltråde), garn med enkelt-monofiltråd er ikke almindeligt anvendt, primært fordi de er for stive i tråden. Multifilamentgarn anvendes stort set ikke, fordi de samler for meget ”skidt”. Erfaringsvis går torsk i garnene hele døgnet mens lyssej og mørksej går ned om natten og derved bliver fangbare. I stærk strøm (mere end 1,5 mil/timen) ses det ofte, at specielt sej står lige over vraget og i en højde som

umuliggør fangst i garn (mere end 4 meter over vraget), når strømmen er mere slæk, står fiskene i læ bag vraget eller i strørenden foran (2).

Antallet af deciderede garn - vragfiskere i Kattegat er meget begrænset (færre end 10), og af disse er det kun ca. 5 som fisker over størstedelen af den østlige del af Kattegat. Antallet af fiskere som periodisk fisker på sten/rev er noget større. Vragfiskerne er hjemmehørende i Skagen, Ålbæk/Strandby, Bønnerup, Grenå og på Læsø (Østerby).

### 3.7. Sammenfatning

Der er igennem de sidste 40 år udviklet et effektivt, betydningsfuldt fiskeri efter primært torsk på vrag og rev i Kattegat. Inden for de sidste 10 år er betydningen af denne type fiskeri imidlertid reduceret – årsagen tilskrives kvotebegrænsninger, mindre fiskebestande og ændret fiskerimønster. Det anslås, at vrag- og revfiskeriet i Kattegat udgør en væsentlig del af eksistensgrundlaget for omkring 20 trawlere og 10 garnbåde.

Fiskerne har et særdeles detaljeret kendskab til placering af vrag og rev i Kattegat. Fiskeriet foregår stort set udelukkende i den østlige, dybe del af Kattegat, og hovedsageligt i vintermånederne.

### 3.8. Referencer.

Støttrup, J.G. og H. Stokholm (Eds.). Kunstige rev - Review om formål, anvendelse og potentiale i danske farvande. Danmarks Fiskeriundersøgelser, rapport nr. 42a, 1997.

I forbindelse med beskrivelsen af rev- og vragfiskeriet i Kattegat har følgende bidraget med oplysninger:

1. John Jacobsen. Aalbæk. S544 "Dortigi". Garnfisker.
2. Preben Strauss. Strandby. FN370 "Pia Dan". Garnfisker.
3. Peter Andersen. Bønnerup. AS28 "Orion". Garnfisker.
4. Per Skødt Hansen. Bønnerup. AS75 "Mette Skødt". Garnfisker.
5. Ander Andersen. Grenå. AS66 "Vesterhavet". Garnfisker.
6. Benny Christensen, Fiskernes Filetfabrik, Gilleleje. Tidligere trawlfisker, nu direktør for fabrikken.
7. Ejner Hansen. Gilleleje. fisker ikke længere, men egen kutter siden 1945, blandt pionerene i udvikling af trawlfiskeri på vrag.
8. Michael Kiil Nielsen. Skagen. S270 "Maiken". Garnfisker.
9. Mogens Lund. Skagen. S152 "Vitamo". Garnfisker.
10. Tage Jensen. Læsø. FN67 "Rocki". Garn/krogfisker.

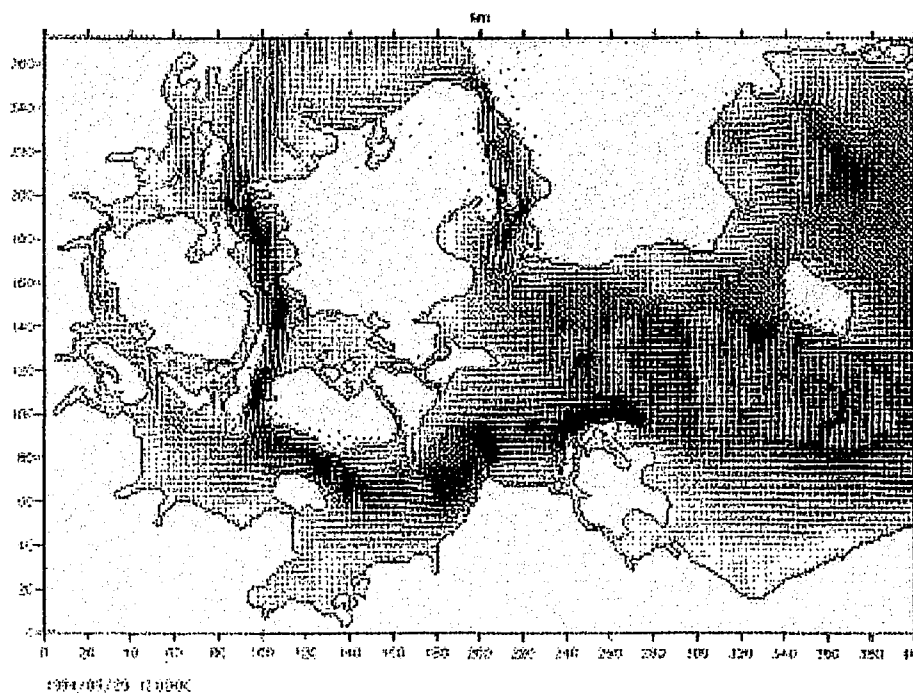
## René Zorn, Dansk Hydraulisk Institut.

Igangsættes en overvågning af et eller flere rev, bør der foretages en beskrivelse af følgende parametre:

- vandstandsvariationen (ekstrem/daglig variation)
- strømforholdene (ekstrem/daglig variation)
- bølgeforholdene (ekstrem/daglig variation)
- havtemperaturen
- saltholdighed
- iltindhold
- beskrivelse af ujævnheder på bunden

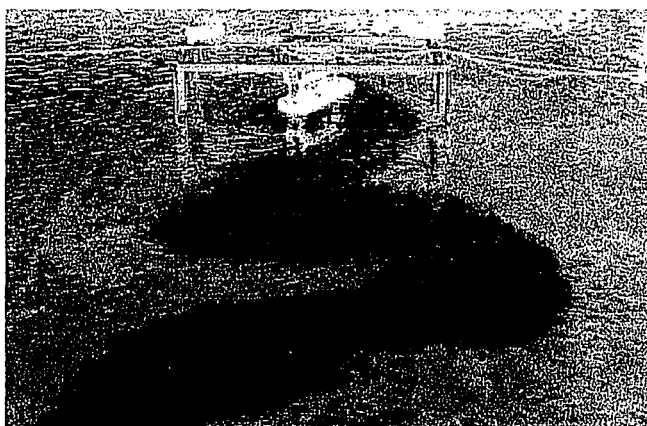
**Fig. 4.1.** Beregning af saltholdighed vha. hydrodynamisk model.

En detaljeret biologisk undersøgelse af revene betyder, at en detaljeret undersøgelse af de hydrografiske og hydrodynamiske forhold tæt på revene er nødvendig. Strømhastigheden omkring observationsstedet, som kan dokumenteres med strømprofilmålinger, er bestemt af de generelle havstrømme samt af de bølgegenererede strømme, som demonstreret i Fig. 4.2.



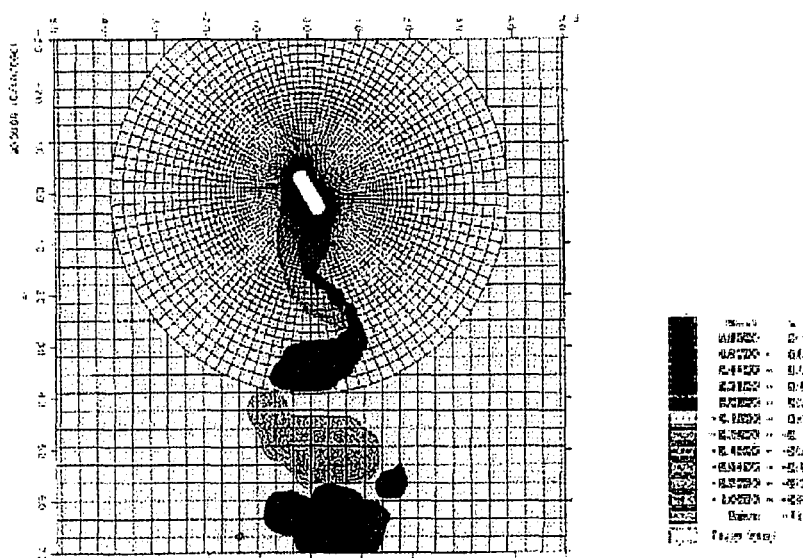
**Fig. 4.2.** Beregning af de generelle havstrømme ved hjælp af en hydrodynamisk model.

Specielt strømgeometrien tæt på eller 'i' det naturlige stenrev eller tæt på eller 'i' en given konstruktion er bestemt dels af strømhastigheden og dels af geometrien, og studie af disse forhold, sammen med studie af alger, planter og dyr, kan give svar på, hvorfor en bestemt biologisk diversitet opstår. Beskrivelse af strømmene i nærfeltet omkring revet eller konstruktionen, foretages ved hjælp af fysiske modelforsøg (Fig. 4.3).



**Fig. 4.3.** Strømningsforsøg med konstruktion placeret på havbunden.

eller ved hjælp af numeriske modeller (Fig. 4.4).



**Fig. 4.4.** Numerisk beregning af strømningen omkring en konstruktion.

Detaljeringsgraden (netstørrelsen) af de generelle havstrømme eller de bølgegenererede strømme er typisk  $200\text{ m} * 200\text{ m}$ .

Detaljeringsgraden omkring konstruktionen kan med fysiske modelforsøg og med numeriske beregninger foretages ned til 5-10 cm. De fysiske modelforsøg kan gennemføres som standard i dag. Det numeriske beregningsværktøj findes i dag, men der kræves meget store ressourcer, for at gennemføre beregningerne.



## Kapitel 5. Overvågning af fauna og vegetation på hårde bunde

Jens Kjerulf Petersen, Danmarks Miljøundersøgelser.

### 5.1. Overvågning

Opgørelse af naturen kan foregå på forskellige planer. Som naturbeskrivelser eller som overvågning. Naturbeskrivelser sigter på at give oversigtlige beskrivelser af habitater, evt. karakteriseret efter en forudbestemt type, og er kun i mindre grad kvantitative. Overvågning eller kontrolprogrammer har derimod som mål at følge eller dokumentere forandringer og forsøge at relatere dem til eventuelle forandringer i det omkringliggende miljø. Overvågning og kontrolprogrammer er derfor kvantitative og bør indeholde momenter af statistisk testbarhed.

Ved en hvilken som helst naturbeskrivelse eller overvågning er det vigtigt, at man på forhånd gør sig klart, hvilken problemstilling, man ønsker at belyse med den valgte aktivitet. Problemstillingen har nemlig i vid udstrækning betydning for, hvilke indsamlingsmetoder og hvilke statistiske indsamlingsstrategier og analyser man skal anvende. Mulige problemstillinger kan fx være beskrivelse af biodiversitet, dokumentation af eventuelle effekter af indgreb (fx brobyggeri) eller programmer, der ønsker at svare på generelle spørgsmål eller belyse overordnede udviklingstendenser i miljøet. Andre studier kan rette sig mere mod beskrivelse af funktionelle variable som dybdegrænse af makroalger eller sammensætning af fauna efter dyrenes fødesøgningsmetode. For hver problemstilling gælder, at specifikke krav skal opfyldes, for at problemstillingen kan belyses, mens andre variable kan være af mindre betydning. Ønskes biodiversiteten i et givet område undersøgt er det således vigtigt, at alle arter registreres, mens det kvantitative aspekt er mindre vigtigt. Omvendt kan man i generelle programmer tillade sig at mindre systematisk opløsning, mens den kvantitative dokumentation er meget vigtig. Ligeledes vil størrelsen af indsamlingsenheden afhænge af objektet for undersøgelsen. Således er det oplagt, at studier af dyrelivet på Serrengeti sletten vil anvende vidt forskellige indsamlingsstrategi alt efter om det er elefanter eller myrer, man ønsker at studere.

### 5.2. Praktiske metoder

Indsamling af biologisk materiale på hårde bunde er ikke let og de fleste metoder er ganske primitive sammenlignet med de metoder, som er tilgængelige for de bløde sedimentbunde. En række forskellige metoder kan anvendes:

1. **Renskrabning:** Kvantitativ indsamling på hårde bunde kan kun gennemføres ved at renskrabe substratet for alt biologisk materiale. Renskrabning kræver et omfattende manuelt arbejde af en kvalificeret dykker. Indsamlinger med denne metode er sjældne, men er tidligere blevet gennemført af fx Gislén (1930) og Michanek (1967) for fauna. Imidlertid kræver renskrabning, at store anstrengelser gøres for at indsamle alle organismer, for selv på et lille område vil det være vanskeligt at indsamle de organismer, som lever kryptisk, det vil sige dem der sidder dybt i revner og sprækker, som naturligt forekommer i hårdt substrat. Yderligere kan man indvende, at renskrabning er en destruktiv metode, som i sig selv påvirker det

økosystem, man ønsker at studere. Ved diversitetsanalyser eller biomassebestemmelser er renskrabning dog i et vist omfang nødvendig.

Der findes flere ikke-destruktive metoder, som omfatter direkte observationer, fotografering (mono eller stereo) eller videofotografering. Alle disse metoder kræver at man anvender specielt trænedede dykkere, undervandsrobotter eller undervandsbåde.

2. Direkte observationer: Ved direkte observationer noterer dykkeren fortrinsvis dækningsgrader af dominerende arter eller grupper af organismer. Direkte observationer har været vidt udbredt ved monitoring af marin vegetation, blandt andet i Skov- & Naturstyrelsens overvågning af vegetationen på stenrev i Kattegat. Observationerne kan foretages kontinuerligt langs en transekt, som punktnoteringer (point-sampling) eller i et netværk af koordinater (grid-sampling) (Cowen et al. 1982; Foster 1975; Kenelly 1987). Direkte observationer er imidlertid afhængige af dykkeren og er følgelig ikke absolut objektive. Endvidere kan bedømmelse af dækningsgrad være afhængig af betragterens position og vinkel i forhold til objektet (Littler and Littler 1985).
3. Fotografiske metoder: Ved fotografiske observationer bruges enten mono- eller stereofoto. Stereofotogrammetri benytter to kamera, der fotograferer det samme objekt fra to vinkler på nøjagtig samme tid. Billederne analyseres efterfølgende i en stereocomparator eller ved brug af stereomikroskoper (Lundälv 1971). Det tredimensionelle rum, som derved fremkommer, fremmer bestemmelsen af arter og gør det muligt at se arter, der ikke fremkommer på monofotografering som følge af overskygning af andre organismer. En stor del af de variabler, som kan analyseres ved stereogrammetri, kan også udledes af monobilleder. Effektiv anvendelse af fotografiske metoder er begrænset i mange hårdbunds miljøer, idet en veludviklet "canopy" (det vil sige sekundær overvoksning af andre organismer, der skygger for de underliggende) kan forhindre registreringen af små eller kryptisk levende organismer. På den anden side kan fotografisk materiale lagres let og tages frem for gentagende eller senere studier. Det er yderligere fordelagtigt ved præsentation af resultater, at kunne fremlægge fotografisk dokumentation i forbindelse med statistiske analyser. Fælles for alle fotografiske metoder for indsamling af kvantitative data på hårde bunde er, at man skal være opmærksom på parallaxefejl. Parallaxefejl opstår, hvis fotografen ikke anbringer kamaraets billedplan parallelt med substratet og direkte over den registrerede kvadrant. For at undgå parallaxefejl bør en ramme med støtter til kameraet anvendes. En analyse af fotografier af hårde bunde forudsætter valg af en metode for at bestemme udbredelse og tæthed af organismer. Dette kan gøres ved at bestemme dækningsgrad i regelmæssigt eller tilfældigt fordelte punkter på transparent film, som overdækkes billedmaterialet. En metode, som er parallel til point-sampling i felt. Igennem de senere år er der udviklet flere elektroniske hjælpemidler med digitaliseringsteknik, hvor billeder analyseres med hjælp af et "digitizing pad" eller overføres digitaliseret til en computer for derefter at blive grafisk analyseret.
4. Videoptagelser: Billedkvaliteten af undervandsvideo-optagelser har endnu en så ringe opløsning, at fotografisk film i de fleste situationer er at foretrække. Videooptagelser er dog et godt supplement til fotografisk dokumentering. Den seneste tids udvikling af digital videofotografering har resulteret i flere effektive kameraer med en professionel opløsning. Digitale billeder kan endvidere let overføres til en

computer og billederne direkte bearbejdes med standard analyser. Video kan derfor på selv kort sigt blive et attraktivt alternativ til traditionel fotografering, men også indenfor still-billeder er den digitale teknologi på hastig fremmarch.

Fotografiske og visuelle observationer vil i de fleste tilfælde undervurdere forekomsten af mobile organismer, da disse let forstyrres og flygter eller gemmer sig i huler, revner mm. I et internationalt studie af global diversitet som blev startet på initiativ af "The International Association of Meiobenthologists (IAM)" og "Plymouth Marine Laboratory" (Gee and Warwick 1996) anbefales, blandt andet for indsamling af disse organismer at anvende standardiserede plastik skuresvampe. Denne metode forekommer også anvendelig for monitoring, idet skuresvampe let kan sættes ud og indsamles, uden at den mobile fauna forsvinder (Gee and Warwick 1996). I mange situationer kan denne metode anvendes sammen med de rent fotografiske. Derudover er man henvist til at anvende konventionelle fangstmetoder med fælder og lignende for at skabe sig et indtryk af forekomsten af mobil epifauna, da mange af disse organismer desuden er nataktive.

Kun få undersøgelser har beskæftiget sig med en sammenligning af metoder. For kvantificering af marine organismer fandt Forster et al. (1991) ved sammenligning af point- og grid-sampling i felt med fotogrammetri, at tidsforbruget i felt kun var marginalt forskelligt mellem metoderne og at point-sampling gav det mest dækkende resultat. Meese and Tomich (1992) sammenlignede fem metoder tidligere anvendt til studier i tidevandszonen for at bestemme dækningsgrad og fandt, at bedømmelserne var afhængige af den person, som foretog observationerne. Meese and Tomich (1992) anbefalede digitalisering af fotografier som den mest præcise metode for arter med mere end 30% dækningsgrad. For arter med mindre end 1% dækningsgrad, var der ikke nogen større forskel imellem metoderne. Begge undersøgelser blev gennemført i tidevandszonen og i hvilket omfang disse resultater er dækkende for sublittorale forhold er uklart.

### **5.3. Statistisk bearbejdning af data**

Udbredelsen af organismer i naturen er næsten aldrig tilfældig. De er almindeligvis klumpmæssigt fordelt, og fordelingen kan variere fra sted til sted men også gennem tiden. Der kan være mange årsager til den manglende tilfældige fordeling af organismerne. På hårde bunde er de mest åbenbare relateret til substratets beskaffenhed, hvad angår dets størrelse, karakter, hældning i forhold til lys og sedimentation og dets overfladetopografi.

For at beskrive udbredelse og artssammensætninger og for at kunne sammenligne fordelinger imellem lokaliteter i både tid og rum, er det nødvendigt, at man anvender statistiske metoder. Overvågning eller monitoring af den biologiske udvikling og succession på et rev er i princippet en beskrivelse af udbredelsen af organismer og hvordan udviklingen sker gennem tiden. Begrebet monitoring betyder, at man observerer den temporale udvikling, men for at forstå denne og for at kunne sammenligne imellem lokaliteter, er det nødvendigt at også kende til variationen i rum (Underwood 1991). Monitoring omfatter derfor to komponenter: variation i rum og variation i tid. Totalt set bør et monitoringsprogram af fx kunstige rev derfor omfatte 4 variabler, som inkluderer variation indenfor rev (within), imellem rev (between),

variation i tid af det kunstige rev og mindst én kontrol af et naturligt rev system for at kunne indarbejde de fluktuationer som naturligt finder sted. De fleste monitoringsprogrammer følger strukturelle variabler, det vil sige hvilke arter der findes og deres antal, men for at kunne forstå et økosystems virkemåde kræves i princippet også monitoring af funktionelle variable, det vil sige de variabler som bestemmer energistrømmen igennem økosystemet.

### 5.3.1. Spatial variation.

Det kan være formålstjenligt, indledningsvis at teste for organismernes fordeling på det undersøgte område. Hvis testen viser tilfældig fordeling er ingen yderligere beskrivelser nødvendig (se Andrew and Mapstone 1987). Er fordelingen derimod ikke tilfældig findes en række statistiske metoder og indeks af varierende kompleksitet, som kan beskrive de observerede mønstre. Den mest simple og hyppigt anvendte er varians/gennemsnit relationen (dispersions koefficienten), men også "Goodness-of-fit test" (fx  $\chi^2$  og G-test eller det non-parametriske Kolmogorov-Smirnov test) kan anvendes til at sammenligne observeret mod forventet fordeling (se Andrew and Mapstone 1987; Fowler and Cohen 1990). Endelig kan betydningen af afstand mellem organismer eller klumper (patches) af organismer testes for tilfældighed med det såkaldte "Nearest Neighbour Index" (Clark and Evans 1954).

Ved studier af hårdbundsorganismer kan det ofte være et ønske at teste, om forskellige rev har forskelligartet biologiske samfund, eller om der er rumlige mønstre indenfor et bestemt rev, som evt. relaterer til en eller flere uafhængige variabler som dybde, lys eller saltholdighed. For at teste sådanne hypoteser kan to test udføres parallelt. Som udgangspunkt anvendes transekter. Transekterne udvælges tilfældigt ud fra et antal fikspunkter udlagt fx på toppen af revet. Dernæst vælger man hvilke faktorer (within reef variables), man ønsker at undersøge. De enkelte prøvetagningspunkter bliver herved "nested" indenfor variabelen transekt. Antallet af transekter indenfor hver "within reef variable" kan være få, men antallet af prøvetagningspunkter indenfor hver transekt skal være så mange, at variansen bliver homogen. Dette må bestemmes før en undersøgelse startes. Effekter af dybde, saltholdighed etc. bestemmes så ved at opdele prøvetagningspunkterne (nested) indenfor hver transekt. Hvis man tester dette med en nested ANOVA og dertil supplerer med multivariate analyser så kan det meste af den rumlige variation indenfor rev og mellem rev beskrives.

### 5.3.2. Temporal variation.

Ved analyser af den tidslige udvikling i strukturelle variable kan man bruge to overordnede statistiske metoder: univariate eller multivariate analyser. Multivariate analyser er et relativt nyt statistisk værktøj, som er velegnet til analyse af multi-species samfund (Clarke 1993) og har særlig vist sig egnet til at detektere miljømæssige forandringer i samfund, hvor variationen i enkelte parametre er for stor til univariat analyse. Svagheden ved multivariate analyser er imidlertid, at de ikke kan håndtere en kompleksitet større end svarende til et simpelt nested eller hierarkisk indsamlingsdesign, svarende til et 2-faktor design uden interaktioner (Underwood 1996). Styrken ved multivariate analyser er, at man ved brug af disse kan reducere omkostningerne ved prøve-oparbejdning, idet de multivariate analyser kan udføres med en lavere taksonomisk opløsning (Gray et al. 1990; Warwick 1988).

### 5.3.3. Indsamlingsstrategi

Diskussioner omkring design af monitoringsprogrammer har været mange, men igennem den sidste tid er der blevet udviklet en del nye statistiske metoder, som har belyst tidligere problemer på en bedre måde. Dette drejer sig både om statistisk design, men også om problemer omkring "pseudosampling", det vil sige problemer omkring indsamling, som ikke er statistisk uafhængig (Hulbert 1984; Stewart-Oaten et al. 1986; Underwood 1991). Monitoringsprogrammer er naturligvis begrænsede af finansiering og almindeligvis er man tvunget til at reducere ambitionsniveauet. Dette involverer beslutninger om blandt andet skala og frekvens for overvågningen. Da disse beslutninger har konsekvens for den statistiske nøjagtighed af de svar programmet giver, er det af stor betydning, at programmet tilstræber en klar formulering af de problemstillinger, det forventes at belyse.

Det første problem, man skal tage stilling til, er antal og størrelse af prøvetagningspunkter, herunder om man skal bruge kvadrater eller cirkler (Pringel 1984). Hvad angår størrelse af prøvetagningspunktet er dette afhængigt af den ønskede grad af præcision samt af det studerede samfunds kompleksitet og organismernes størrelse. Teoretisk vil forøgelse af undersøgelsespunktets størrelse lede til en øget præcision. Når en vis størrelse nåes, falder præcisionen, når størrelsen af punktet overstiger den gennemsnitlige afstand mellem patches. Da hårbundsorganismer har vidt forskellig størrelse, må form og størrelse af undersøgelsespunktet være et kompromis. Et antal forskellige størrelser er beskrevet i litteraturen. Et review-studie har vist, at kvadrater er hyppigst anvendt og at et større antal prøver med mindre kvadrater gav et mere dækkende billede end færre prøver med større kvadrater (Pringel 1984). Prøvearealer kan variere mellem 0,1-4 m<sup>2</sup>, men en størrelse på 0,25 m<sup>2</sup> synes at være mest anvendt og bedst egnet for studier af såvel makrofytter som epifauna (Pringel 1984). Et prøveareal på 0,25 m<sup>2</sup> er yderligere fordelagtigt, da det er optimalt ved brug af standard fotografisk udstyr til brug under vand. Oversigt over størrelse af prøveareal kan endvidere findes i Andrew and Mapstone (1987), Green (1979) og Wreede (1985).

Hvad angår antal er det en klar fordel om designet er balanceret, det vil sige at antallet af replikater er konstant for alle faktorer. Der kan foretages analyse af ubalancerede data, men disse analyser er mindre troværdige og svagere. Minimum antal replikater til en statistisk analyse er 3, men med et så lavt prøveantal er det tvivlsomt om et præcist estimat af bestandens gennemsnit kan opnåes. Derved udtrykker signifikante forskelle mellem gennemsnit ikke nødvendigvis ægte forskelle, men kan som konsekvens af substratets heterogenitet ligesåvel være et resultat af manglende præcision. Heterogenitet er dog en variabel størrelse, som varierer mellem samfund og deres udviklingsgrad. Bruges transektindsamlinger er minimumstallet stadig 3, da transektet blot repræsenterer en udvidelse af indsamlingsarealet, dog således at der gives mulighed for et stratificeret design med nestede analyser af varians. Det aktuelle nødvendige antal replikater er bestemt af homogeniteten af variansen og test af varians-homogenitet er en forudsætning for en variansanalyse. Bestemmelse af det nødvendige antal replikater kan gennemføres i en forundersøgelse under brug af simple analyser som beskrevet i Andrew and Mapstone (1987). I etablerede hårbunds-samfund kan man også bestemme den såkaldte "species-area curve" (Weinberg 1978), evt. modificeret til at være en individual-area eller patch-area curve. Som en generel regel kan man antage at have et acceptabelt areal eller antal replikater,

hvis en fordobling af arealet/antal replikater ikke medfører en stigning i gennemsnitlig antal arter/individer/klumper på mere end 10%.

#### **5.3.4. Om faste stationer.**

Uanset prøvetagningsmetode, størrelse eller antal af prøvetagningspunkter er det afgørende, at tilfældighedsprincippet følges. Tilfældighedsprincippet forudsætter, at prøverne tages tilfældigt indenfor den bestand, man ønsker at undersøge. Da prøvetagningen af naturlige årsager ikke kan omfatte hele undersøgelsesobjektet, må det istedet være repræsentativt for objektet, og det kan det kun være, hvis prøverne tages tilfældigt (randomiseret). Og det er i den forbindelse ikke nok tilfældigt at udvælge et antal stationer som derefter genbesøges med faste eller variable intervaller. Det er yderst usandsynligt, at et på forhånd valgt undersøgelsespunkt omfatter hele den naturlige variation i undersøgelsesområdet eller på stationen og udviklingen i punktet repræsenterer derfor kun sig selv og ikke det samlede område eller stationen. Ved gentagende besøg i et fast punkt, som led i en tidsserie, bryder man endvidere med princippet om, at replikater skal være uafhængige af hinanden. I stedet for faste punkter bør man vælge en strategi, hvor man ved hver prøvetagning lader tilfældet afgøre hvor indenfor et givet undersøgelsesområde eller på en given station, at prøvepunktet skal ligge.

Da et randomiseret indsamlingprogram på et stenrev ofte omfatter rev-strukturer med stor forskel i heterogenitet, hældning, orientering og dybde, kan det være nødvendigt at udvælge et antal underområder, da det nødvendige antal af replikater ellers bliver for stort og programmet derfor for vanskeligt at gennemføre på en rationel måde. Selv med en underopdeling af indsamlingsstationerne kan en fuldstændig randomisering være vanskelig at gennemføre, da også de enkelte undersøgelsespunkter skal være randomiseret. En løsning på problemet er at anvende et regelmæssigt kordinatsystem udmærket over hele revet, hvor prøvepunktet så udvælges randomiseret.

Den simpleste metode er at anvende transekter. Transekter er linier udmærket direkte på revet med f.eks et reb, og med udgangspunkt på de højstbeliggende områder. Et antal bolte monteres på revets højeste dele. Ved hver indsamling udvælges et antal bolte tilfældigt (min.3) og herfra udlægges et reb udstrakt mod den dybere del af revet. Rebet er interval markeret og indsamlinger kan da foretages på bestemte intervaller (min. 3). Hver transekt udgør ét replikat. Undersøgelsespunkter indsamlet langs rebet er statistisk afhængige, men kan sammenlignes ved at anvende en såkaldt nested ANOVA.

Da overvågning over tid har en tendens til at fokusere på små-skalige temporale og spatiale variationer, overses stor-skalige variationer ofte (Morrissey et al. 1992; Underwood 1991). Derfor er det vigtigt at sikre at indsamlingen ikke blot er randomiseret i rum, men også i tid. Ved indsamling på faste tidspunkter kan tidsserier blive afhængige, det vil sige korreleret til hinanden, og cykliske variationer vil ikke fremkomme i den statistiske analyse (Green 1993; Underwood 1991). Det kan derfor anbefales at foretage indsamlingerne med randomiserede tidsintervaller dog således, at alle stationer indsamles på de samme tidspunkter. En praktisk løsning er at anvende en indsamlingsprocedure med nestede, replikate indsamlinger med varierende temporal skala. Hver enkelt parameters bidrag til den samlede variation kan derefter bestemmes (Morrissey et al. 1992). Valg af tidsskala bør i princippet bestemmes ved et

pilotstudie, men da dette er upraktisk, kan man træffe et valg på baggrund af alment kendskab til de årlige variationer.

#### **5.3.5. Om indsamling på stenbunde.**

Stenbunde kan variere meget med hensyn til såvel størrelse som tæthed af sten samt deres indbyrdes mønster. Ved et transektdesign kan man havne i den situation, at prøvetagningen resulterer i en enorm variation i data. Langs transektet kan de enkelte punkter havne på blød bund eller således, at kun en del af en sten falder indenfor prøvetagningsfeltet. Derved ikke blot øges variationen betragteligt, en potentiel bias i data kan også indfinde sig i afhængighed af, hvordan transektpunkter på ikke-hårdt substrat eller kun delvist hårdt substrat bliver håndteret. En indledende afgrænsning af undersøgelsesobjektet til kun at omfatte hårdt substrat vil mindske variationen.

Principielt kan man derefter blot øge prøvetagningsarealet (= antallet af prøvetagningspunkter på hvert transekt) til variansen bliver homogen. Et alternativ vil være at tilfældigt udvælge enkelte sten af ensartet størrelse og materiale og anvende dem som replikater. I sig selv vil sammenligning af enkelte sten ikke kunne anvendes som statistisk beskrivelse af revet som helhed, da højere ordens organisering som fx nordside/sydside af revet, vanddybde eller stenstørrelse kræver, at stenene er ens placeret. Man kan imidlertid, ved at beskrive stenene efter fx deres placering, motivere en sammenligning. Denne beskrivelse kan hensigtsmæssigt udføres som en transektundersøgelse langs den organiserende faktor og med brug af nested variansanalyse til den statistiske bearbejdning. Variansanalysen kan så omfatte faktorerne sten, position (sten nested indenfor position) og rev (position nested indenfor rev).

#### **5.3.6. Om effektstudier.**

En særlig variant af overvågningsprogrammer er kontrolprogrammer i forbindelse med studier af eventuelle effekter af klart definerede indgreb, som fx anlægsarbejder, spildevandsudslip, klapninger, råstofindvinding etc. Ved sådanne programmer anvendes et såkaldt BACI-design (Before-After, Control-Impact), hvor de undersøgte variable følges før, under og efter indgrebet. Variablerne skal følges samtidigt både i det område, hvor effekterne forventes (påvirkningsområdet) og i et kontrolområde. Princippet i BACI-analyser er at undersøge, om udviklingen i påvirkningsområdet adskiller sig fra udviklingen i kontrolområdet. BACI-analyserne udføres ofte som ANOVA-analyser eller derivater deraf. For en nærmere beskrivelse af BACI-design henvises til Green (1979), Underwood (1991) og Underwood (1993).

#### **5.3.7. Om poweranalyser.**

En fuldstændig ideel indsamlingsstrategi vil ofte være praktisk eller økonomisk uladesiggørlig. Ved design af et givet undersøgelsesprogram er det derfor nødvendigt at foretage visse valg. Da disse valg, som ovenfor beskrevet, har stor betydning for de statistiske analyser er det vigtigt, at det valgte monitoringsprograms muligheder og begrænsninger begrænsninger analyseres, fx ved at gennemføre en såkaldt poweranalyse. Ved statistiske analyser kan der opstå to typer af fejl: Type I fejl som afviser en sand hypotese eller Type II fejl som godkender en falsk hypotese. Ved en poweranalyse forsøger man at kvantificere muligheden for at begå sådanne fejl. Poweren af en statistisk analyse er en funktion af antallet af prøver, antallet af replikater, standardafvigelsen og effektstørrelsen. Effektstørrelsen er et mål for forskellen mellem nul-hypotesen og den alternative hypotese, altså effekt eller ingen effekt. Et test med stor power har stor sandsynlighed for at afvise den falske hypotese. Det har været anført, at en power på 0,8 er den laveste værdi for, at testen har en acceptabel

power (Cohen 1988). I praksis anvendes power-analyser til at fastlægge prøvestørrelse/antal, således at muligheden for at detektere forandringer fastlægges til et givet niveau, fx 80%. Poweranalyser kan også bruges til vurdere styrken af et udført test, idet et test med en lav power, der dermed risikerer at acceptere den falske hypotese, har lille praktisk værdi. For yderligere beskrivelse af poweranalyse henvises til fx Andrew and Mapstone (1987) og Fairweather (1991).

#### 5.4. Sammenfatning

Når man skal udvikle et monitoringsprogram for hårde bunde er det vigtigt, at man på forhånd har defineret målet med programmet og hvilken rumlig og tidslig opløsning, som er nødvendig for at målet kan nås. Dette er navnlig vigtigt for udarbejdelse af det statistiske design. En power-analyse, før programmets iværksættelse, vil kunne afgøre om den valgte opløsning er passende for at imødekomme programmets mål, med en vis statistisk sandsynlighed. Destruktive indsamlingsformer kan ikke anbefales med mindre biomasse- eller produktionsmål er nødvendige for at opfylde programmets mål. I stedet anbefales dykkerobservationer eller fotografisk indsamling. Yderligere metoder er nødvendige, hvis den mobile epifauna skal inddrages.

#### 5.5. Referencer

- Andrew NL and Mapstone BD, 1987. Sampling and the description of spatial pattern in marine ecology. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 25: 39-90.
- Clark PJ and Evans FC, 1954. Distance to nearest neighbour as a measure of spatial relationship in populations. *Ecology*, 35: 23-30.
- Clarke KR, 1993. Non-parametric multivariate analyses of change in community structure. *Aust. J. Ecol.*, 18: 117-143.
- Cohen J, 1988. *Statistical Power Analysis for Behavioural Sciences*. L. Erlbaum Associates, 2nd.
- Cowen RK, Agegian CR and Foster MS, 1982. The maintenance of community structure in a central California giant kelp forest. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 64: 189-201.
- Fairweather PG, 1991. Statistical power and design requirements for environmental monitoring. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 42: 555-567.
- Forster MS, Harrold C and Hardin DD, 1991. Point vs photo quadrat estimates of cover of sessile marine organisms. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 146: 193-203.
- Foster MS, 1975. Algal succession in a *Macrocystis pyrifera* forest. *Mar. Biol.*, 32: 313-329.
- Fowler J and Cohen L, 1990. *Practical statistics for field biology*. John Wiley & Sons.
- Gee JM and Warwick RM, 1996. A study of global diversity patterns in the marine motile fauna of hard substrata. *J. mar. biol. Ass. U.K.*, 76: 177-184.
- Gislén T, 1930. Epibioses of the Gullmar Fjord II. A study in marine sociology. *Skrift. Svenska Vetensk. Akad. Kristineberg Zool. Stn.*, 4: 1-380.
- Gray JS, Clarke KR, Warwick RM and Hobbs G, 1990. Detection of the initial effects of pollution on marine benthos: an example from the Ekofisk and Eldfisk oilfields, North Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 66: 285-299.
- Green RH, 1979. *Sampling Design and Statistical Methods for Environmental Biologists*. John Wiley & Sons.



- Green RH, 1993. Application of repeated measures designs in environmental impact and monitoring studies. *Aust. J. Ecol.*, 18: 81-98.
- Hulbert SJ, 1984. Pseudosampling and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs*, 54: 187-211.
- Kenelly SJ, 1987. Inhibition of kelp recruitment by turfing algae and consequences for an Australian kelp community. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 112: 49-60.
- Littler MM and Littler DS, 1985. Nondestructive sampling. *Handbook of Phycological methods*. 4. Ecological field methods: Macroalgae.
- Lundälv T, 1971. Quantative studies on rocky-bottom biocoenoses by underwater photogrammetry. A methodological study. *Thalassia Jugos.* 7: 201-208.
- Meese RJ and Tomich PA, 1992. Dots on the rocks: a comparison of percent cover estimating methods. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 165: 59-73.
- Michanek G, 1967. Quantitative sampling of benthic organisms by diving on the Swedish west coast. *Helgoländer Wiss. Meeresunters.*, 15: 455-459.
- Morrissey DJ, Underwood AJ, Howitt L and Stark JS, 1992. Temporal variation in soft-sediment benthos. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 164: 233-245.
- Pringel JD, 1984. Efficiency estimates for various quadrat sizes used in benthic sampling. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 41: 1485-1489.
- Stewart-Oaten A, Murdoch WM and Parker KR, 1986. Environmental impact assessment: 'pseudoreplication' in time? *Ecology*, 67: 929-940.
- Underwood AJ, 1991. Beyond BACI: Experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 42: 569-587.
- Underwood AJ, 1993. The mechanics of spatially replicated sampling programmes to detect environmental impacts in a variable world. *Aust. J. Ecol.*, 18: 99-116.
- Underwood AJ, 1996. Detection., interpretation, prediction and management of environmental disturbances: some roles for experimental marine ecology. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 200: 1-27.
- Warwick RM, 1988. The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. *Mar. Poll. Bull.*, 19: 259-268.
- Weinberg S, 1978. The minimal area problem in invertebrate communities of Mediterranean rocky substrata. *Mar. Biol.*, 49: 33-40.
- Wreede RD, 1985. Destructive (harvest) sampling. *Handbook of phycological methods*. 4. Ecological field methods: Macroalgae.

## **Kapitel 6. Metoder for kvantificering af fisk og fiskeriudbytte i og omkring hårbund.**

Søren Poulsen & Josianne G. Støttrup, Danmarks Fiskeriundersøgelser.

### **6.1. Indledning.**

Som beskrevet i DFU-rapport nr. 42-97 (Støttrup & Stokholm, 1997) er hovedformålet med projekt Kunstig rev, at undersøge mulighederne for at reetablere, beskytte og udvikle fiskeressourcer i de indre danske farvande gennem etablering af kunstige rev. Hovedvægten vil blive lagt på hummerressourcer, samt visse kommercielt vigtige fiskeressourcer, der lever på eller nær bunden. Et af projektets delmål er, at øge produktionen (og biomassen) af bundfaunaen i det pågældende område for derved at øge mængden af byttedyr og fisk. Nærværende kapitel skal søge at klarlægge og definere problemstillingerne relateret til metoder for kvantificering af fisk og fiskeriudbytte i og omkring hårbund. Kapitlet omhandler bl.a. hvilken samplingsmetodik, samt hvilken metode til kvantificering af systemets totale produktion og biomasse, der vil være bedst egnet. I denne forbindelse indgår overvejelser om hvorledes valide data indsamles bedst, hurtigst og billigst. Udbyttet i data vil blive diskuteret i forbindelse med både indsamlingsdel og modeldel. Forslag til monitoringsstrategi vil blive præsenteret og diskuteret.

### **6.2. Samplingsmetodik.**

I DFU-rapport 42a-97 (Norsker, 1997) blev præsenteret både destruktive og traditionelle metoder til sampling og assessment i forbindelse med monitoringen af fisk på/omkring kunstige rev. De destruktive metoder omfattede total optagning af fiskefaunaen vha. af gifte eller eksplosiver, samt fiskeri med garn, trawl eller line. De traditionelle metoder omfattede dykkerobservationer (visual census, SCUBA), elektronisk fisketælling, videooptagelser, sportsfiskerrapporter, samt fiskemærkning.

Som nævnt i indledningen er projektets hovedvægt lagt på hummerressourcer, samt på visse kommercielt vigtige fiskeressourcer, der lever på eller nær bunden. Det er imidlertid intentionen, at modellere hele revet, som et samlet system. Det er derfor væsentligt, at der indsamles valide og konsistente data for alle systemets definerede grupper. Disse data skal benyttes som input for den kvantitative boksmode ECOPATH i forbindelse med kvantificering af energiflow, produktion og biomasse. ECOPATH, samt algoritmen bag denne, er behandlet særskilt i afsnit 6.3. Data indsamlet til ECOPATH vil kunne anvendes i modellens overbygning ECOSIM/ ECOSPACE til at simulere dynamikken i økosystemet, der kan sammenlignes med tidsmæssigt forskellige steady-state analyser af samme system. ECOSIM og ECOSPACE er beskrevet i afsnit 6.4.

#### **6.2.1. Monitoring af revet.**

Produktionsestimeringer i forbindelse med monitoring af kunstige rev er tidligere foretaget vha. dykkerobservationer (visual census; SCUBA) (Danner *et al.*, 1994; Jara & Céspedes, 1994; Johnson *et al.*, 1994), undervandsvideooptagelser (Foster *et al.*, 1994), eller ved en kombination af begge metoder (Bortone *et al.*, 1994).

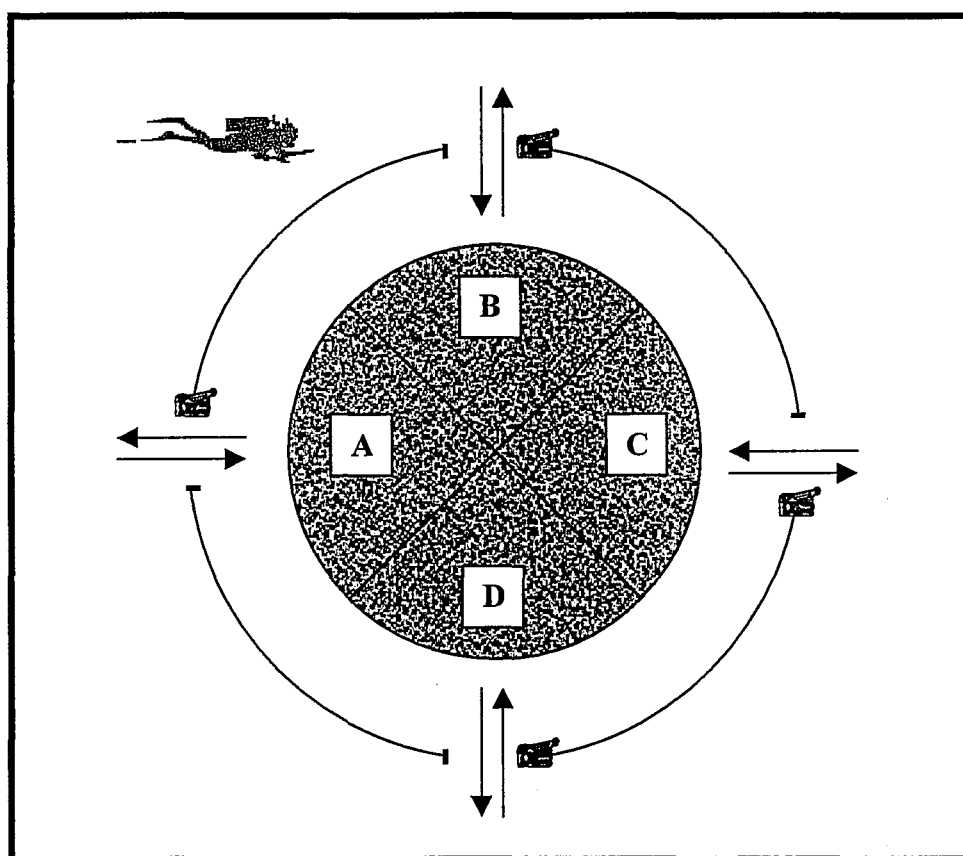
Dykkerundersøgelser kræver en god vertikal sigtbarhed på over 3 m, samt gode vejrforhold. Da dette kan være vanskeligt at opnå i danske farvande, vil denne metode

være mindre egnet. I Danmark er der imidlertid en del erfaring med undervandsobservationer med lysfølsomme videokameraer. Videooptagelser kan sandsynligvis erstatte dykkerobservationer, dog med et modificeret forsøgsdesign i forhold til det, der anvendes ved dykkerobservationer.

For at monitorere fiskene på rev eller hårbund vil det være hensigtsmæssigt, på baggrund af adfærdsmæssige karakteristika, at inddele fiskepopulationen i 5 uafhængige grupper:

- A: Demersale fisk som vandrer til og fra rev/ hårbundszone
- B: Pelagiske som vandrer til og fra rev/ hårbundszone
- C: Demersale stationære fisk
- D: Pelagiske stationære fisk
- E: Stationære "søjle" fisk

For at kvantificere migrationen til revet bør demersale vandrefisk (A-fisk) monitoreres. Til dette foreslås en indhegning af revet med bundgarn således at kun få kontrollerede ind- og udgange til revet er mulig (Fig. 6.1).



**Fig. 6.1.** Skitse af forsøgsopstilling i forbindelse med monitoring af biomasse og tæthed af fauna ved et kunstigt rev. Revet indhegnes med et finmasket bundgarn, således at kun få kontrollerede ind- og udgange til revet er mulig. Ind- og udgangene overvåges med undervandskamera. Herved opnås kontrol med migration og immigration til revet. Selve revet inddeles i et antal områder som monitoreres isoleret (video og SCUBA). Dykkeren eller fiskegrej benyttes desuden til prøvetagning af fisk i forbindelse med fødeøkologiske undersøgelser.

Passage ind og ud til revet overvåges med undervandsvideokamera. Dette er centralt i forbindelse med at tilvejebringe valide data til ECOPATH-modelleringen, hvor både migration og immigration af systemets separate grupper skal defineres. Videoovervågningen kan foregå i dagtimerne eller i skumring/nattetimerne ved hjælp af infrarød kamera i korte koncise intervaller.

Kvantificering af de pelagiske fiskearter er ikke af afgørende betydning, idet de sandsynligvis benytter revet i afgrænsede perioder. De pelagiske arter er desuden vanskelige at estimere på grund af den høje mobilitet. Lindquist & Pietrafesa (1989) foreslår at hvirvelstrømme virker stærk tiltrækkende på migrerende pelagiske arter og tiltrækningskraften er højest der hvor hvirvelstrømme er stærkest. En sådan adfærd vil kunne anvendes til at estimere den pelagiske komponent (B-fisk) ved på forhånd at definere strømforholdene omkring revet og ved brug af garn for at estimere migration til og fra revet for de pelagiske fiskearter. Den retningsbestemte migration vil kunne estimeres vha. dobbeltgarn med forskellig maskestørrelser. Denne undersøgelsesmetode vil evt. kunne underbygges med akustisk fiskeopmåling. En reel usikkerhedsfaktor vil forekomme i en situation, hvor en udefrakommende prædator vil konsumere en markant del af revpopulationen (føde-invasion). Et eksempel på dette kunne være en forbigående fiskestimes fouragering på revet. Effekten af en sådan føde-invasion vil være særdeles vanskelig at kvantificere.

Migrationsstudiet kan suppleres med mærkningsforsøg med Data Storage Tags (DST). Dette mærke er udviklet til brug i bl.a. fiskeriforskning og kan enten sættes på fisken udvendigt eller indopereres på større fisk. I dette tilfælde anvendes et konventionelt udvendigt mærke til at identificere DST-mærkede fisk. Mærket kan opsamle kontinuerlig data om temperatur, tryk og saltholdighed i op til flere måneder.

Dykker-/videoundersøgelser kan anvendes til kvantificering af de mere stationære fisk (C, D og E-fisk). Monitoringen sker efter et bestemt mønster, der sikrer en randomiseret overvågning af revets forskellige rumlige komponenter. Visuelle tællemetoder består typisk af transekter, tælling fra stillestående position, tilfældige tællinger eller en blanding af disse tre metoder (Charbonnel *et al.*, 1996). Transekter er bedst egnet for estimerer af individantal. Et transekt placeres tilfældigt før hver monitorering og fisk indenfor en vis afstand/radius tælles ved bestemte intervaller som kan være afmærket på transektet. Ved tælling fra en stillestående position, tælles fisk i en bestemt radius fra et fast punkt i et antal minutter, tilfældige steder på og omkring revet. Denne metode er bedst egnet for små revenheder. Den tredje metode er bedst egnet til monitorering af artsantal og -sammensætning og udføres af dykkere, der svømmer tilfældigt og langsomt over revet og noterer (skriftligt eller via båndoptager) alle fiskearter, der findes indenfor et bestemt tidsinterval.

Kolonisering og høje forekomster af naturlige hummer *Homarus gammarus* på et kunstigt rev afhænger primært af en naturlig og høj forekomst i nærliggende områder (Lozano-Alvarez *et al.*, 1994). Deres anvendelse af revene afhænger af strømforhold og skjulesteder, da de foretrækker områder hvor der er læ for kraftige vandstrømninger (Spence, 1989; Olsen, 1997) og da de har behov for at skjule sig for prædatorer specielt ved hamskifte. Endvidere kan fødetilgængeligheden være medbestemmende for hvor godt et opvækststed et bestemt rev er. Estimering af hummerforekomster på revene og migration til og fra et rev kan gennemføres ved

hjælp af fangst-genfangst forsøg med hummertegn. Hummere kan mærkes med Coded Micro-Wire Tags (CMT), små stålfri metalstykker med en binær kode som skydes ind i hummeren lige under rygskjoldet (se metodebeskrivelsen af for eksempel Wickins *et al.*, 1986). Mærket kan detekteres udvendigt ved at passere hummeren igennem et magnetisk felt. For at undersøge hummernes anvendelse af revene skal deres forekomst undersøges i relation til strømforholdene i og omkring revet. Dette kan gøres ved hjælp af dykkerundersøgelser, som kan kvantificere forekomsten i forhold til deres position i, og strømforholdene omkring, revet.

Bundfauna og –flora kvantificeres efter retningslinier fra- og i samarbejde med DMU. Metoderne er nærmere beskrevet i kapitel 5. En væsentlig problemstilling i denne forbindelse, er et eventuelt input af primærproduktion og detritus fra det omkringliggende miljø. Det er derfor vigtigt at kvantificere detritustilførsel, f.eks. vha. sedimentfælder. Det vil være nødvendigt med et tæt samarbejde med DMU på dette område for at sikre at de indsamlede data vil kunne anvendes til modellen. Prøver af revets fisk til fødeøkologiske studier vil kunne indsamles ved hjælp af garn eller line (evt. forsøgs-trolling).

#### **6.2.2. Overordnet monitoringsstrategi.**

Monitoringsstrategien skal dels sikre valide data til selve modelleringen, og dels sikre, at en komparativ analyse af de forskellige revkonstruktioner muliggøres. Det vil således være relevant, at monitorere to forskellige scenarier:

1. Et system med et naturligt rev, der så vidt muligt ligner det kunstige rev.
2. Et system med et kunstigt rev.

Så vidt der udsættes hummer skal 2 scenarier opdeles i:

1. Et system med kunstigt rev uden hummer.
2. Et system med kunstigt rev med hummer.

Disse tre scenarier bør undersøges på tre forskellige tidspunkter af året:

1. Umiddelbart efter revets udsætning
2. 6-8 uger efter udsætning
3. 3-4 måneder efter udsætning

De følgende år bør monitoring fortsat ske på tre forskellige tidspunkter, således at de (helst) falder sammen med tidligere års prøvetagninger. Det kan derfor være hensigtsmæssigt at revet udsættes i forsommeren, således at prøvetagningerne falder sammen om forsommer-, sommer- og sensommerperioden. For hummer bør der tages hensyn til gydeperioden, da dette vil influere på produktionen.

Resultatet af de forskellige monitoringer kan sammenlignes, visualiseres og kvantificeres. For at muliggøre en direkte sammenligning, bør de tre scenarier være konsistente i design, dvs. systemerne skal være inddelt i de samme grupper (bokse).

En mulig inddeling af de tre rev-økosystemers biomasse kunne være:

1. Topprædatorer, sæl (*Phoca groenlandica*, *P. vitulina*), skarv (*Phalacrocorax carbo*), samt andre piscivore fugle.
2. Pelagisk fisk.
3. Torsk (*Gadus morhua*) (længde < 20 cm).
4. Torsk (*Gadus morhua*) (længde > 20 cm).
5. Andre torskfisk < 20 cm (hovedsageligt sej (*Pollachius pollachius*), kuller (*Melanogrammus aeglefinus*) og hvilling (*Merlangius merlangus*).
6. Andre torskfisk > 20 cm (hovedsageligt sej (*Pollachius pollachius*), kuller (*Melanogrammus aeglefinus*) og hvilling (*Merlangius merlangus*).
7. Fladfisk.
8. Anden demersal fisk.
9. Hummer (*Homarus gammarus*).
10. Krabber (Brachyura/Anomura).
11. Rejer (Caridea).
12. Benthos.
13. Små Crustacea (Amphipoda, Copepoda, Isopoda, Mysidacea).
14. Fytoplankton.
15. Detritus

I de tre scenarier skal der kvantificeres parametre for samtlige grupper i systemet. For hver af grupperne skal defineres diæt, samt tre modelspecifikke parametre:

1. Biomasse.
2. Produktion pr. biomasse.
3. Konsum pr. biomasse.

Disse parametre vil blive yderligere beskrevet i afsnit 6.3.1.3 og 6.3.1.4. Der skal desuden defineres migrations- og immigrationsrater for systemets ikke-stationære grupper. Herudover skal der defineres en prædator/byttedyr-matrice for hele økosystemet. Input for denne matrice frembringes dels fra de fødeøkologiske studier associeret med nærværende projekt, samt fra litteraturen (se afsnit 6.3.1.4.).

Usikkerheder i parametrene, samt i systemets prædator/byttedyr-matrice vil resultere i fejlestimerede produktionsestimater for systemet. Denne confounder er imidlertid ikke problematisk i forbindelse med en komparativ analyse (enten de tre scenarier imellem, eller i en tidsanalyse indenfor de enkelte scenarier), så længe der er konsistens i analysedesignet. Det er vigtigt, at der benyttes de samme forudsætninger for samtlige modelleringer i den komparative analyse. Eventuelle usikkerheder vil derved optræde ensartet i alle scenarier, og ikke påvirke resultatet af den sammenlignende analyse. Det vigtigste og mest sensitive input i modellen, som må forventes at variere, er defineringen af de enkelte gruppers biomasse, hvorfor der skal lægges stor vægt på at få denne defineret så nøjagtigt som muligt.

### 6.2.3. CTD-data.

CTD-data bør indsamles parallelt med monitoringen af fauna og flora. CTD-data skal dels benyttes i den statistiske analyse (bl.a. som miljøparametre i den multivariate analyse (afsnit 6.4.1)) og dels i konsumberegningerne der skal ligge til grund for inputdata for ECOPATH-modelleringen (temperatur).

### 6.3. Modellering.

I modsætning til ECOPATH, som bygger på en opfattelse af, at systemets struktur er bestemt af energi og stofstrømme, findes i marin sammenhæng en populationsdynamisk model (MSVPA) som opfatter systemets struktur som primært en funktion af vækst og dødelighed, herunder størrelsesafhængig prædation. Fordi denne model ikke tager hensyn til effekten af ændringer i den fødemængde der produceres på lavere trofiske niveauer er den mindre egnet til dette formål. ECOPATH er med succes tidligere benyttet til at modellere naturlige rev (Walters *et al.*, 1997 og 1998).

#### 6.3.1. ECOPATH.

ECOPATH-modellen er en kvantitativ statistisk økosystemmodel, der forudsætter massebalance og som tager udgangspunkt i et sæt simultane lineære ligninger. Modellen er en videreudvikling af ECOPATH-programmet udviklet af Polovina & Ow (1983) og Polovina (1984a, 1984b, 1985, 1986) (Christensen & Pauly, 1992, 1995). ECOPATH-modellen er i sin nuværende form pga. sit statistiske design uegnet som prædiktionsmodel, hvilket begrænser modellens anvendelighed i dagens fiskeribiologiske forvaltning. Modellen kan imidlertid være et vigtigt og funktionelt redskab i forbindelse med økosystemanalyse.

I en statisk model antages det, at alle variabler er i ligevægt, og at tilstandsvariablene ikke ændrer sig over tid, således at man betragter en stationær tilstand (steady-state). Hvis modellen påvirkes (pertuberes), dannes øjeblikkelig en ny ligevægtssituation. Modellerne er på grund af deres enkelthed meget velegnede til at beskrive systemer i økologisk ligevægt samt til at give et øjebliksbillede af et økosystem (Christensen & Pauly, 1992). ECOPATH-modellen beregner energistrømme mellem de enkelte grupper i det økologiske system som modelleres. Størrelsen af energistrømmene er afhængig af biomassen, produktionen, mortaliteten samt de respektive gruppers trofiske position i økosystemet.

##### 6.3.1.1. Algoritmen bag ECOPATH.

ECOPATH er konstrueret med udgangspunkt i at der er massebalance i hver boks, således at:

$$Q = P + R + U \quad (6.1)$$

hvor Q er konsum, P er produktion, R er respiration og U er ikke-assimileret føde (Winberg, 1956).

På grund af massebalancen opererer modellen med én lineær ligning for hver gruppe  $b$  i systemet. De forskellige grupper i systemet knyttes sammen via: Produktionen af  $(b)$  - prædationen på  $(b)$  - nonprædativt tab af  $(b)$  - eksport  $(b) = 0$ , for alle  $b$  (Christensen & Pauly, 1992). Dette kan udtrykkes som:

$$P_b - B_b M2_b - P_b (1 - EE_b) - EX_b = 0 \quad (6.2)$$

hvor  $P_b$  er produktionen af  $(b)$ ,  $B_b$  er biomassen af  $(b)$ ,  $M2_b$  er prædationsdødeligheden af  $(b)$ ,  $EE_b$  udtrykker den økotrofiske effektivitet af  $(b)$  (den del af produktionen som benyttes til prædation, fangst og biomasseakkumulation), (1-

$EE_b$  ) udtrykker “anden mortalitet”, og  $EX_b$  er eksporten af (b). Ligning 6.2 kan omskrives til:

$$B_b PB_b - \sum_p B_p * QB_p * DC_{pb} - PB_b * B_b (1 - EE_b) - EX_b = 0 \quad (6.3)$$

⇕

$$B_b * PB_b * EE_b - \sum_p B_p * QB_p * DC_{pb} - EX_b = 0 \quad (6.4)$$

hvor  $PB_b$  er produktion/biomasse-forholdet,  $QB_p$  er konsum/biomasseforholdet, og  $DC_{pb}$  er fraktionen af byttedyr (b) i den gennemsnitlige diæt til prædator p.

B, PB, QB og EE er de matematiske grundparametre i ECOPATH-modellen. De fire parametre er via ligning 6.4 matematisk koblet, og hver enkelt af disse parametre kan isoleres vha. omskrivninger. Kendes størrelsen på tre af de fire parametre kan den fjerde (ukendte) parameter beregnes fra de andre respektive grupper i økosystemet.

### 6.3.1.3. Parameterisering af B, PB, QB og EE.

Før ECOPATH kan foretage de basale estimeringer skal der for alle grupper i modellen som et minimum oplyses data for tre ud af flg. fire parametre: Den totale biomasse **B**, produktion/biomasse-forholdet **PB**, konsum/biomasse-forholdet **QB**, samt den økotrofiske effektivitet **EE**. Når data er specificeret for tre af disse parametre beregner modellen den fjerde ukendte parameter.

#### Den totale biomasse (B).

Biomassen af de enkelte grupper monitoreres i forbindelse med video- og dykkerobserverationer.

#### Produktion/biomasse-forholdet (PB).

Allen (1971) viste, at PB og den totale dødelighed (Z) er identiske i situationer hvor systemet er i steady-state, under antagelse af at væksten i systemet følger en von Bertalanffy vækstfunktion, samt at mortaliteten er eksponentiel. Enheden for PB er  $\text{tid}^{-1}$ , f.eks.  $\text{år}^{-1}$  eller  $\text{kvartal}^{-1}$ . Z kan estimeres fra lineariserede fangstkurver beregnet ud fra sammensætningen i fangstdata (Christensen & Pauly, 1992). Selve produktionen defineres som:

$$P = EX + BA + (B \times M_2) + M_1 \quad (6.6)$$

hvor EX er eksporten, BA er biomasseakkumulationen, B er biomassen,  $M_2$  er prædationsmortaliteten, og  $M_1$  er “anden mortalitet”<sup>4</sup>. Prædationsmortaliteten fungerer som den parameter der kobler de enkelte grupper sammen. ECOPATH-II kobler således produktionen for hver gruppe med det samlede konsum, og benytter den matematiske kobling til at estimere manglende parametre.

<sup>4</sup> “anden mortalitet” defineres som differencen mellem den totale produktion og summen af eksport og prædationsmortalitet.



### Konsum/biomasse-forholdet (QB).

**Konsum fra fisk der indgår i fødeanalyse beregnes ud fra mavedata. For andre fisk søges data i litteraturen. Økotrofisk effektivitet (EE).**

EE er vanskelig at måle direkte; den varierer mellem 0 og 1, men er tilnærmet 1 for de fleste grupper (Christensen & Pauly, 1992). For grupper hvor der forventes høj mortalitet forårsaget af sygdom, sult eller næringsmangel (eksempelvis for fytoplankton efter fytoplanktonbloom) må EE antages at være væsentlig lavere (Christensen & Pauly, 1992). EE-værdier på 0.95 baseret på Ricker (1968) har været benyttet for mange grupper i Polovina's modeller (Polovina, 1984b). EE sættes således til 0,95 som startværdi for alle grupper. EE har ingen egentlig enhed.

#### 6.3.1.4. Gruppespecifik information anvendt i forbindelse med input i ECOPATH-modellen.

##### *Topprædatorer.*

Biomassen er baseret på video- og dykkerobservationer. Diæt, samt estimer af P/B og Q/B, er baseret på informationer fra Haug *et al.* (1991) (sæl), samt fra Barret *et al.* (1990), og Barret (1991) (skarv).

##### *Pelagisk fisk.*

Biomassen af pelagisk fisk er estimeret ud fra video- og dykkerobservationer, samt fangst i garn (CPUE). P/B er beregnet ud fra estimat af den totale momentane dødelighed Z. Q/B og diæt er for alle længdegrupper af fisk beregnet ud fra fangstdata.

##### *Torsk*

Biomassen af torsk estimeres ud fra video- og dykkerobservationer, samt fra eventuelle fangstdata (CPUE). P/B er beregnet ud fra estimat af den totale momentale dødelighed Z. Q/B og diæt er for alle længdegrupper af fisk beregnet ud fra fangstdata.

##### *Andre torskefisk.*

Biomassen af andre estimeres ud fra video- og dykkerobservationer, samt fra eventuelle fangstdata (CPUE). P/B forventes at være lig P/B for torsk af samme størrelse. Q/B forventes at være lig Q/B for torsk af samme størrelse. Information om diæt kan hentes fra Bromley & Kell (1981) og Albert (1994a) (kuller), Lie (1961), Bergstad (1991) (sej og hvilling), samt Sunnanå (1984) og Christensen (1992) (sej, kuller og hvilling).

##### *Fladfish.*

Biomassen af fladfish estimeres ud fra video- og dykkerobservationer, samt fra eventuel fangstdata (CPUE). P/B P/B, Q/B og EE forventes at være i samme størrelsesorden som hos torsk af samme størrelse. Denne gruppe er domineret af ising (*Limanda limanda*), skrubbe (*Platichthys flesus*), rødspætte (*Pleuronectes platessa*) skærising (*Glyptocephalus cynoglossus*), samt håising (*Hippoglossoides platessoides*). Information om diæt kan hentes fra Mattson (1981) (skærising), Christensen (1992) (ising), samt Mikkola (1996) (håising).

#### *Anden demersal fisk.*

Biomassen af anden demersal fisk estimeres ud fra video- og dykkerobservationer, samt beregnes på baggrund af konsumet fra de øvre trofiske niveauer. P/B, Q/B og EE forventes at være i samme størrelsesorden som hos torsk af samme størrelse. Denne gruppe er domineret af spærling (*Trisopterus esmarkii*), spidshalet langebarn (*Lumpenus lampretaeformis*), plettet langebarn (*Lumpenus maculatus*) og tangspræl (*Pholis gunellus*). Information om diæt kan hentes fra Albert (1994a, b) (spærling), samt Mattson (1981) (spærling).

#### *Hummer.*

Biomassen af hummer estimeres ud fra dykkerobservationer, samt fangst i hummertegn (CPUE). P/B, Q/B og EE. P/B: Z baseres på informationer fra Bannister (1986) og Bannister *et al.* (1994). Information om diæt kan hentes fra Ojeda & Dearborn, 1991.

#### *Krabber, rejer, benthos og små zooplankton.*

Biomassen af rejer, krabber, benthos og "Små zooplankton" beregnes af ECOPATH ud fra konsumet de øvre trofiske niveauer. Estimer af P/B og Q/B er baseret på informationer fra Wienberg (1980) (rejer), Bax & Eliassen (1990) (zooplankton) samt Hopkins *et al.* (1989) (benthos, zooplankton). Information om rejers diæt er fra Wienberg (1980) samt Hopkins *et al.* (1989). Information om benthossamfundets diæt er fra Hopkins *et al.* (1989) samt Christensen (1992). Information om zooplanktons diæt er fra Hopkins (1981), Grønvik & Hopkins (1984) samt Hopkins *et al.* (1984, 1985, 1989).

#### *Fytoplankton.*

Biomasseestimatet er baseret på informationer fra Heimdal (1974). Estimer af produktionen er baseret på informationer fra Richardson & Pedersen (1997) (Nordsøen).

#### *Detritus.*

Biomasseestimatet er baseret på informationer fra Wassmann (1984, 1991) samt Wassmann *et al.* (1991).

### **6.3.2. Modelleringsstrategi.**

Hvert scenario modelleres separat. Der laves separate modeller for hvert scenario for forskellige tidspunkter indenfor og mellem år. ECOSIM anvendes til at simulere økosystemernes dynamik over tid og sammenlignes med de enkelte scenario.

## **6.4. Afsluttende dataanalyse.**

### **6.4.1. Multivariat statistisk analyse (CCA).**

Den statistiske multivariansanalyse CCA (Canonical Correspondence Analysis) kan benyttes for at klarlægge revsamfundets struktur, samt eventuelle variationer i artssammensætningen mellem de forskellige lokaliteter. CCA er en direkte

multivariat gradientanalyse og kan betragtes som en kanonisk<sup>5</sup> udgave af den indirekte multivariate gradientanalyse CA (Correspondence Analysis) (Årrestad, 1991).

Både CCA og CA er baseret på ordination baseret på eigenanalyse, hvor der beregnes eigenverdier og egenvektorer af en kvadratisk, symmetrisk matrice (ter Braak, 1987a). I en CCA bliver der udført multipel lineær regression mellem udregnede stationspoint og miljøfaktorer ved hver iteration, og analysen betegnes derfor som en bundet ordination (ter Braak, 1986). En CCA er i stand til at belyse eventuelle unimodale forhold mellem arter og miljøvariable, og kræver i modsætning til en CA ikke linearitet mellem arternes forekomst og gradienter (ter Braak, 1992).

Til beregningerne af den multivariate gradientanalyse kan benyttes softwareprogrammet CANOCO (CANONical Community Ordination), der via iterative ordinationsalgoritmer udfører multivariate teknikker beskrevet af ter Braak (1987b) og ter Braak & Prentice (1988). Til den grafiske fremstilling kan benyttes softwareprogrammet CanoDraw version 3.0 for Windows udviklet af Smilauer (1992).

For at kvantificere signifikansniveauet på de relevante multivariate gradientanalyser kan der via CANOCO foretages en Monte-Carlo-test, således at signifikansen af de respektive miljøvariabler samt af den første kanoniske akse beregnes (ter Braak 1992).

#### **6.4.2. Mortalitets-, produktions- og energistrømsestimater genereret af ECOPATH.**

ECOPATH-modellen beregner mortalitetskoefficienter for alle grupper i systemet. Modellen genererer desuden en oversigt over de samlede energistrømme i økosystemet. Således giver ECOPATH estimater for summen af al konsum, al eksport, alle respiratoriske flows, samt al flow til detritus. Desuden beregnes en total systemgennemstrømning (total system throughput), summen af al produktion (bruttoproduktion), samt den totale primær- og nettoproduktion.

#### **6.4.3. Sensitivitetsanalyser.**

ECOPATH-modellen benyttes i dette projekt som et redskab til at konstruere et oversigtsbillede af de trofiske interaktioner og energiflukse i revets økosystem, samt til at estimere biomasse og prædationsdødelighed for de respektive grupper i det undersøgte område. For at teste styrken af ECOPATH-modellen og inputparametrene foretages sensitivitetsanalyse vha. modellens sensitivitetsmoduler (Mixed Trophic Impact-, Sensitivity-, samt EcoRanger-modul).

##### **6.4.3.1. Mixed Trophic Impact-modul.**

Mixed Trophic Impact-modulet genererer et diagram over de direkte og indirekte interaktioner mellem økosystemets separate grupper.

##### **6.4.3.2. Sensitivity-modulet.**

---

<sup>5</sup> Betegnelsen kanonisk refererer til de iterativt beregnede regressionskonstanter, som, efter en direkte multivariat analyse har stabiliseret sig, kaldes for kanoniske koefficienter (ter Braak, 1986).

Sensitivity-modulet foretager sensitivitetsanalyse ved at variere alle inputparametrene (B, P/B, Q/B, samt EE) i trin fra -50% til +50%, således at effekten af ændringen på de manglende parametre kvantificeres. Modulet opererer ud fra ligningen:

$$x_s = \frac{p_i - p_0}{p_0} \quad (6.5)$$

hvor  $x_s$  er resultatet af sensitivitetsanalysen,  $p_i$  er den estimerede parameter, og  $p_0$  er den originale parameter.

#### 6.4.3.3. *EcoRanger-modulet.*

EcoRanger-modulet opererer rent matematisk vha. en Monte-Carlo-lignende iterationsproces. Inputparametrene tillades i denne analyse at have en specificeret usikkerhed. EcoRanger-modulet trækker tilfældigt inputparametre fra et ensartet sandsynlighedsmønster for hver gruppe og foretager simulering af inputscenariet. Modulet indstilles til at foretage 5000 accepterede iterationer og genererer analyseresultatet vha. mindste kvadraters metode.

#### 6.4.3.4. *Ecosim og Ecospace.*

Ecosim.

De lineære ligningssystemer, der i ECOPATH beskriver de trofiske energistrømme i økosystemet ved massebalance (steady-state) kan omskrives til dynamiske ligninger, som udtrykker de trofiske interaktioner, som dynamiske inter- og intraspecifikke relationer varierende med de respektive gruppers biomasse. Den matematiske baggrund for disse omskrivninger er relativt kompliceret. Algoritmen vil således ikke blive behandlet yderligere her; interesserede henvises til Walters *et al.* (1997). På denne måde kan en statisk biomassemodel, som ECOPATH omskrives, således at den får en mere dynamisk karakter. I den seneste udgave af ECOPATH (ECOPATH with Ecosim, version 4) er den dynamiske procedure inkorporeret i ECOPATH via et nyt Ecosim-modul. Modulet er oprindeligt tiltænkt modellering af fiskeripåvirkede økosystemer, hvor fiskeriindsatsen varierer i tid og rum. Dette gør ECOPATH til et enkelt alternativ for mere komplicerede dynamiske flerartsmodeller, som f.eks. MSVPA. Ecosim beregner således ændringer i biomasseligevægt relateret til en ændret fiskeridødelighed (F) for de specifikke funktionelle grupper. Ecosim kan desuden være et værdifuldt redskab i forbindelse med økosystem-relaterede forvaltningsopgaver, idet Ecosim vil indikere de mest sandsynlige biomasseflows og energistrømmemønstre i systemet (Walters *et al.*, 1997).

Ecosim's hovedelementer er:

- Biomasse- og størrelsesstruktur dynamik beskrives vha. kombinerede differentialligninger og ligningssystemer.
- Antagelse om massebalance som i ECOPATH for parameterestimation.
- Varierende dynamiske reaktionsmønstre, dvs. beskrivelse af dynamik specifik for grupper med både hurtige, samt langsomme turnover-rates (eks. phytoplankton versus grupper øverst i fødekæden).

- Inkorporation af mikro-skala adfærd på makro-skala-rater, dvs. top-down versus bottom up kontrol (kan specificeres for samtlige grupper).

To væsentlige forudsætninger for at modellere datasættet videre fra ECOPATH til Ecosim er:

1. Kannibalisme må ikke forekomme i systemet.
2. Koblinger hvor en gruppe  $i$  hovedsageligt fouragerer på en anden gruppe  $j$ , som samtidigt hovedsageligt fouragerer på  $i$ .
3. Definering af økologisk kontrolmekanisme skal defineres for alle grupper i systemet, dvs. definering af om enkelte gruppe er underlagt top-down eller bottom up kontrol.

Forudsætning 1 og 2 kan opnås ved at opdele de respektive grupper i to eller flere funktionelle grupper (eller evt. opdele grupperne i henholdsvis en juvenil og en adult gruppe). Forudsætning 3 bør definere efter indgående økologiske overvejelser.

Ecospace.

Hvor Ecosim-modulet bidrager til, at data kan modelleres i tid (dvs. at modellen får dynamisk karakter relateret til tid), kan Ecospace-modulet bidrage til at der kan modelleres i rum, dvs. i flere dimensioner. Ecospace kan generere tidsskala-forudsigelser om spatiale biomasse-mønstre for 15-25 biomasse- og artspuljer fra økosystemets trofiske top til bund. Ecospace vil imidlertid ikke kunne udtrykke *alle* fysiske og migrationsrelaterede processer i systemet, men vil kunne tilvejebringe trends i de respektive grupperes spatiale fordelingsmønstre. Ecospace skal således ikke betragtes som et redskab til at kortlægge detaljerede kvantitative forudsigelser, men derimod benyttes som et supplerende analytisk redskab til ECOPATH og Ecosim (Walters *et al.*, 1998).

Ecospace stiller yderligere krav til datasættet:

- Bevægelsesrater skal defineres for alle grupper i systemet.
- Definering af økologisk kontrolmekanisme skal defineres for alle grupper i systemet, dvs. definering af om enkelte gruppe er underlagt top-down eller bottom up kontrol.
- Habitatpræference skal defineres for alle funktionelle grupper i systemet.

Både Ecosim- og Ecospace-modulet vil give en ECOPATH modellering af rev-økosystem nye muligheder, og kan således give modelleringen en dynamisk dimension, både i tid og rum. Man skal imidlertid være særdeles opmærksom på de forudsætninger og krav der stilles til de data der ønskes modelleret. Der bør således i

selve modelleringsdesignet tages hensyn til ovenstående forudsætninger i forbindelse med planlægningen af modellering af rev-økosystemerne.

## 6.5. Referencer.

- Allen, R. R. 1971. Relation between production and biomass. *J. Fish. Board. Can.* 28:1573-1581.
- Albert, O. T. 1994a. Ecology of haddock (*Merlanogrammus aeglefinus* L.) in the Norwegian Deep. *ICES J. mar. Sci.*, 51: 31-44.
- Albert, O. T. 1994b. Biology and ecology of Norway pout (*Trisopterus esmarkii*, Nilsson 1855) in the Norwegian Deep. - *ICES J. mar. Sci.*, 51: 45-61.
- Bannister, R.C.A. 1986. Assessment and population dynamics of commercially exploited shellfish in England and Wales. In: North Pacific Workshop on stock assessment and management of invertebrates (G.S. Jamieson & A. Campbell. Eds). *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 92: 182-194.
- Bannister, R.C.A., J.T. Addison and S.R.J. Lovewell. 1994. Growth, movement, recapture rate and survival of hatchery-reared lobsters (*Homarus gammarus*, Linnaeus, 1758) released into the wild on the English east coast. *Crustaceana*. 67: 156-172.
- Barret, R. T., N. Røv, J. Loen & W.A. Montevecchi,. 1990. Diets of shags *Phalacrocorax aristotelis* and cormorants *P. carbo* in Norway and possible implications for gadoid stock recruitment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 66: 205-218.
- Barret, R. T. 1991. Shags (*Phalacrocorax aristotelis* L.) as potential samplers of juvenile saithe (*Pollachius virens* (L.)) stocks in northern Norway. *Sarsia* 76:153-156.
- Bax, N. & J. -E. Eliassen. 1990. Multispecies analysis in Balsfjorden, Northern Norway: solution and sensitivity analysis of a simple ecosystem model. *J. Cons. int. Explor. Mer* 47, 175-204.
- Bergstad, O. A. 1991. Distribution and trophic ecology of some gadoid fish of the Norwegian Deep. 1. Accounts of individual species. *Sarsia* 75: 269-313.
- Bortone, S. A., M. Martin & C.M. Bundrick. 1994. Factors affecting fish assemblages development on a modular artificial reef in a northern gulf of Mexico estuary. *Bull. Mar. Sci.* 55 (2-3): 319-332.
- Bromley, P. J.L.T. Kell. 1981. The feeding of cod (*Gadus morhua* L.) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus* L.) in the North Sea during 1981. - *ICES C. M.* 1993/G:22. 24 pp.
- Charbonnel, E., P. Francour & J.G. Harmelin. 1996. Finfish population assessment technique on artificial reefs: a review in the European Union. In: European Artificial Reef Research. Proceedings of the 1<sup>st</sup> EARRN Conference (A.C. Jensen, ed.). Pub. Southampton Oceanography Centre; 261-278.
- Christensen, V. 1992. A model of trophic interactions in the North Sea in 1981, the year of the stomach. *ICES C.M.* 1992/L:25 16 pp.
- Christensen, V. & D. Pauly. 1992. A guide to the ECOPATH II software system (version 2.1). ICLARM Software 6, 72 p. International Center for Living Aquatic Ressources Management, Manila, Philippines.
- Christensen, V. & D. Pauly. 1995. Fish production, catches and the carrying capacity of the world's oceans. *NAGA* 18(3): 34-40..

- Danner, E. M., T.C. Wilson & R.E. Schlotterbeck. 1994. Comparison of rockfish recruitment of nearshore artificial and natural reefs off the coast of central California. *Bull. Mar. Sci.* **55** (2-3): 333-343.
- Foster, K. L., F.W. Steimle, C. Muir, R.K. Kropp & B.E. Conlin. 1994. Mitigation of habitat replacement: concrete artificial reef in Delaware Bay – preliminary results. *Bull. Mar. Sci.* **55** (2-3): 783-795.
- Grønvik, S. & C.C.E. Hopkins. 1984. Ecological investigations of the zooplankton community of Balsfjorden, northern Norway: Generation cycle, seasonal vertical distribution, and seasonal variations in body weight and carbon and nitrogen content of the copepod *Metridia longa* (Lubbock). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **80**: 93-107.
- Haug, T., A.B. Krøyer, K. T. Nielssen, K. I. Ugland, & P.E. Aspholm. 1991. Harp seal (*Phoca groenlandicus*) invasions in Norwegian coastal waters: age composition and feeding habits. *ICES J. mar. Sci.* **48**: 363-371.
- Heimdal, B. R. 1974. Composition and abundance of phytoplankton in the Ullsfjord area, North Norway. *Astarte* **7**: 17-42.
- Hopkins, C. C. E. 1981. Ecological investigations of the zooplankton community of Balsfjorden, northern Norway: changes in zooplankton abundance and biomass in relation to phytoplankton and hydrography, March 1976-February 1977. *Kiel. Meeresforsch., Sonderh.* **5**: 124-139.
- Hopkins, C. C. E., K. S. Tande, S. Grønvik & J. R. Sargent. 1984. Ecological investigations of the zooplankton community of Balsfjorden, northern Norway: An analysis of growth and overwintering tactics in relation to niche and environment in *Metridia longa* (Lubbock), *Calanus finmarchius* (Gunnerus), *Thyssanoessa inermis* (Krøyer) and *Thyssanoessa raschii* (M. Sars). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **82**: 77-99.
- Hopkins, C. C. E., K. S. Tande, S. Grønvik, J.R. Sargent, & T. Scweder. 1985. Ecological investigations of the zooplankton community of Balsfjorden, northern Norway: Growth, and quantification of conditioning, in relation to overwintering and food supply in *Metridia longa*, *Calanus finmarchius*, *Thyssanoessa inermis* and *Thyssanoessa raschii*. In: J.S. Grey and M.E. Christiansen (Eds.). *Marine biology of polar regions and effects of stress on marine organisms*, pp 83-101. John Wiley & Son Ltd. 639 pp.
- Hopkins, C. C. E., P. Grotne & J.-E. Eliassen. 1989. Organization of a fjord community at 70° North: The pelagic food web in Balsfjord, northern Norway. - *Rapp. P.-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer* **188**: 146-153.
- Jara, F., & R. Céspedes. 1994. An experimental evaluation of habitat enhancement on homogeneous marine bottoms in southern Chile. *Bull. Mar. Sci.* **55** (2-3): 295-307.
- Johnson, T. D., A.M. Barnett, E.E. DeMartini, L.L. Craft, R.F. Ambrose & L.J. Purcel. 1994. Fish production and habitat utilization on a southern California artificial reef. *Bull. Mar. Sci.* **55** (2-3): 709-723.
- Lie, U. 1961. On the growth and food of 0-group coalfish, *Pollachius virens* (L.) in Norwegian waters. *Sarsia* **3**: 1-35.
- Lindquist, D.G. & L.J. Pietrafesa. 1989. Current vortices and fish aggregations: the current field and associated fishes around a tugboat wreck in Onslow Bay, North Carolina. *Bull. Mar. Sci.* **44**: 533-544.
- Lozano-Alvarez, E., P. Briones-Fourzán and F. Negrete-Soto. 1994. An evaluation of concrete block structures as shelter for juvenile Caribbean spiny lobsters, *Panulirus argus*. *Bull. Mar. Sci.* **55**: 351-362.

- Mattson, S. 1981. The food of *Galeus melastomus*, *Gadiculus argenteus thori*, *Trisopterus esmarkii*, *Rhinonemus cimbrius*, and *Glyptocephalus cynoglossus* (Pisces) caught during the day with shrimp trawl in a West-Norwegian fjord. *Sarsia* **66**: 109-127.
- Mikkola, F. 1996. En undersøkelse av demografi og fødevaner hos gapeflyndre (*Hippoglossoides platessoides*) på ulike fangstfelt i Ullsfjord/Sørfjord. Cand. Scient. Oppgave i havbruk. Seksjon for akvatisk biologi, Norges Fiskerihøgskole, Universitetet i Tromsø. 78 pp.
- Norsker, N-H. Status af forskning i fiskeribiologi på kunstige rev. 1997. I: Støttrup, J.G. & H.Stokholm (Eds.) Kunstige rev - review om formål, anvendelse og potentiale i danske farvande. *DFU-rapport* nr. 42 og 42a-97. 127s.
- Ojeda, F.P. & J.H. Dearborn, 1991. Feeding ecology of benthic predators: Experimental analyses of their influence in rocky subtidal communities of the Gulf of Maine. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **149**: 13-44.
- Olsen, J. 1997. Kunstig rev: Betonkonstruktion som levested for hummere (*Homarus gammarus*) – Designmæssige aspekter. In: Støttrup & Norsker (Eds.). *Kunstige rev - review om formål, anvendelse og potentiale i danske farvande*. DFU-rapport 42a.
- Polovina; J. J. 1984a. An overview of the ECOPATH model. *Fishbyte* **2** (2): 5-7.
- Polovina; J. J. 1984b. Model of a coral reef ecosystem. I. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. *Coral Reefs* **3**(1): 1-11.
- Polovina; J. J. 1985. An approach to estimating an ecosystem box model. *U.S. Fish. Bull.* **83**(3): 457-460.
- Polovina; J. J. 1986. Corrections for the listing of the ECOPATH model. *Fishbyte* **4**(1): 21.
- Polovina, J. J. & M.D. Ow. 1983. ECOPATH: a user's manual and program listings. National Marine Fisheries Services, NOAA, Honolulu. Adm. Rep. H-83-23. 46 p.
- Richardson, K. & F.B. Pedersen. 1997. Estimation of new production in the North Sea: consequences for temporal and spatial variability of phytoplankton. *Ices J. Mar. Sci. Symp.* **55**(4): 574-580.
- Ricker, W. E. 1968. Food from the sea, p. 87-108. In: Committee on Resources and Man (ed.) *Resources and man. A study and recommendations*. W. H. Freeman and Company, San Francisco.
- Smilauer, P. 1992. CanoDraw. Microcomputer Power, Ithaca, New York, USA. 118 pp.
- Spence, A.. 1989. Crab and lobster fishing. 1989.
- Støttrup, J.G. & H.Stokholm (Eds.) Kunstige rev - review om formål, anvendelse og potentiale i danske farvande. *DFU-rapport* nr. 42 og 42a-97. 28s.
- Sunnanå, K. 1984. Stomach contents of cod, haddock and saithe on the Møre coast in 1982 and 1983. *ICES C.M.* 1984/G:56, 16 pp.
- ter Braak, C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* **67**(5): 1167-1179.
- ter Braak, C. J. F. 1987a). Unimodal models to relate species to environment. Agricultural Mathematics Group, Wageningen, The Netherlands. 151 pp.
- ter Braak, C. J. F. 1987b). Ordination. Pages 91-173. In: R.H.G. Jongman, C.J.F. ter Braak and O.F.R. Van Tongeren (Eds.). *Data analysis in community and landscape ecology*. Pudoc, Wageningen.
- ter Braak, C. J. F. 1992. CANOCO - a FORTRAN program for Canonical Community Ordination. Microcomputer Power, Ithaca, New York, USA. 95 pp.



- ter Braak, C. J. F. & Prentice. 1988. A theory of gradient analysis. *Advances in Ecological Research* 18, 271-317.
- Walters, C.J., V. Christensen and D. Pauly. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Rev. Fish. Biol. Fish.* 7: 1-34
- Walters, C.J., D. Pauly & V. Christensen. 1998. EcoSpace: a software tool for predicting mesoscale spatial patterns in trophic relationships of exploited ecosystems, with special reference to impacts of marine protected areas. *ICES C.M.* 1998/S:4. 20pp.
- Wassmann, P. 1984. Sedimentation and benthic mineralization of organic detritus in a Norwegian fjord. *Mar. Biol.* 83:83-94.
- Wassmann, P. 1991. Dynamics of primary production and sedimentation in shallow fjords and polls of western Norway. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 29:87-154.
- Wassmann, P. 1991. Dynamics of primary production and sedimentation in shallow fjords and polls of western Norway. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 29:87-154.
- Wickens, J.F., T.W. Beward & E. Jones. 1986. Microtagging cultured lobsters, *Homarus gammarus* (L.), for stock enhancement trials. *Aquaculture and Fisheries Management* 17: 259-265.
- Wienberg, R. 1980. On the food and feeding habits of *Pandalus borealis* (Krøyer 1838). *ICES C.M.* 1980/K: 9, 1-25.
- Winberg. 1956. Rate of metabolism and food requirements of fishes. *Transl. Fish. Res. Board Can.* 253.
- Årrestad, K. 1991. Fjæresamfunn på hardbunn analyseret med "Canonical Correspondence Analysis". Hovedoppgave i Marinbiologi, våren 1991. Institutt for fiskeri- og marinbiologi, Universitetet i Bergen. 131 pp.

## DFU-rapporter - index

- Nr. 1 Blåmuslingebestanden i det danske Vadehav august 1995  
Per Sand Kristensen (*udsolgt*)
- Nr. 2 Blåmuslingebestanden i Limfjorden  
Per Sand Kristensen, Per Dolmer og Erik Hoffmann (*udsolgt*)
- Nr. 3 Forbedring og standardisering af CSW-tankføring  
Marco Frederiksen og Karsten Bæk Olsen (*udsolgt*)
- Nr. 4 Fiskeundersøgelse i Vejle Fjord 1993-1994  
Hanne Nicolajsen, Josianne Støttrup og Leif Christensen (*udsolgt*)
- Nr. 5 En undersøgelsen af maveindholdet af Østersølaks 1 1994-1995  
Ole Christensen (*udsolgt*)
- Nr. 6 Udsætningsforsøg med Østersølaks  
Gorm Rasmussen og Heine Glüsing (*udsolgt*)
- Nr. 7 Kampen om Limfjorden  
Kirsten Monrad Hansen (*udsolgt*)
- Nr. 8 Tangetrappen 1994-95  
Anders Koed og Gorm Rasmussen m.fl. (*udsolgt*)
- Nr. 9 Status over bundgarnsfiskeriet i Danmark 1994  
Anders Koed og Michael Ingemann Pedersen (*udsolgt*)
- Nr. 10 Måling af kvalitet med funktionelle analyser og protein med nærinfrarød refleksion (NIR) på frosne torskeblokke  
Niels Bøknæs (*udsolgt*)
- Nr. 11 Acoustic monitoring of herring related to the establishment of a fixed link across the Sound between Copenhagen and Malmö  
J. Rasmus Nielsen (*udsolgt*)
- Nr. 12 Blåmuslingers vækst og dødelighed i Limfjorden  
Per Dolmer (*udsolgt*)
- Nr. 13 Mærkningsforsøg med ørred og regnbueørred i Århus Bugt og Isefjorden  
Heine Glüsing og Gorm Rasmussen (*udsolgt*)
- Nr. 14 Jomfruhummerfiskeriet og bestandene i de danske farvande  
Mette Bertelsen (*udsolgt*)
- Nr. 15 Bærekapacitet for havørred (*Salmo trutta* L.) i Limfjorden  
Kaare Manniche Ebert
- Nr. 16 Sild og brisling i Limfjorden  
Jens Pedersen (*udsolgt*)
- Nr. 17 Produktionskæden fra frysetrawler via optøning til dobbeltfrossen torskefilet -  
Optøningsrapport (del 1)  
Niels Bøknæs (*udsolgt*)

- Nr. 18 Produktionskæden fra frysetrawler via optøning til dobbeltfrossen torskefilet - Optøningsrapport (del 2)  
Niels Bøknæs (*udsolgt*)
- Nr. 19 Automatisk inspektion og sortering af sildefileter  
Stella Jónsdóttir, Magnús Thor Ásmundsson og Leif Kraus (*udsolgt*)
- Nr. 20 Udsætning af helt, *Coregonus lavaretus* L., i Ring Sø ved Brædstrup  
Thomas Plesner og Søren Berg
- Nr. 21 Udsætningsforsøg med ørred (*Salmo trutta* L.) i jyske og sjællandske vandløb  
Heine Glüsing og Gorm Rasmussen (*udsolgt*)
- Nr. 22 Kvalitetsstyring og målemetoder i den danske fiskeindustri. Resultater fra en spørgebrevsundersøgelse  
Stella Jónsdóttir (*udsolgt*)
- Nr. 23 Quality of chilled, vacuum packed cold-smoked salmon  
Lisbeth Truelstrup Hansen, Ph.D. thesis (*udsolgt*)
- Nr. 24 Investigations of fish diseases in common dab (*Limanda limanda*) in Danish Waters  
Stig Møllergaard (Ph.D. thesis)
- Nr. 25 Fiskeribiologiske undersøgelser i Limfjorden 1993 - 1996  
Erik Hoffmann (*udsolgt*)
- Nr. 26 Selectivity of gillnets in the North Sea, English Channel and Bay of Biscay (AIR-project AIR2-93-1122 Final progress report)  
Holger Hovgård og Peter Lewy (*udsolgt*)
- Nr. 27 Prognose og biologisk rådgivning for fiskeriet i 1997  
Poul Degnbøl (*udsolgt*)
- Nr. 28 Grundlaget for fiskeudsætninger i Danmark  
Michael M. Hansen (*udsolgt*)
- Nr. 29 Havørredbestandene i Odense Å og Stavids Å systemerne i relation til Fynsværket  
Anders Koed, Gorm Rasmussen og Espen Barkholt Rasmussen
- Nr. 30 Havørredfiskeriet i Odense Fjord 1995, herunder fiskeriet i Odense Gl. Kanal og den nedre del af Odense Å  
Espen Barkholt Rasmussen og Anders Koed (*udsolgt*)
- Nr. 31 Evaluering af udsætninger af pighvarrer i Limfjorden, Odense Fjord og ved Nordsjælland 1991-1992  
Josianne Gatt Støttrup, Klaus Lehmann og Hanne Nicolajsen (*udsolgt*)
- Nr. 32 Smolt dødeligheder i Tange Sø. Undersøgt i foråret 1996  
Niels Jepsen, Kim Aarestrup og Gorm Rasmussen
- Nr. 33 Overlevelse af udsætningsfisk. Overlevelsen af dambrugsopdrættet ørred (*Salmo trutta*) efter udsætning i et naturligt vandløb. I. Indflydelse af social status  
Henrik Schurmann
- Nr. 34 Bestandsundersøgelser i bornholmske vandløb til belysning af den naturlige ørredproduktion og effekten af udsætning af ørredyngel  
Ole Christensen
- Nr. 35 Hornfisk - Indbygget kvalitetssikring (IKS) med sporbar dokumentation  
Karsten Bæk Olsen (*udsolgt*)

- Nr. 36 Blåmuslingebestanden i det danske Vadehav august 1996  
Per Sand Kristensen
- Nr. 37 Hjertemuslinger (*Derastoderma edule*) på fiskebankerne omkring Grådyb i Vadehavet april 1997  
Per Sand Kristensen
- Nr. 38 Blåmuslinger i Limfjorden 1996 og 1997  
Erik Hoffmann og Per Sand Kristensen (*udsolgt*)
- Nr. 39 Forsøgsfiskeri i det sydlige Kattegat efter molboøsters (*Arctica islandica*) juni 1997  
Per Sand Kristensen, Per Dolmer og Erik Hoffmann
- Nr. 40 Laksefiskene og fiskeriet i vadehavsområdet  
- Teknisk rapport  
Samarbejdsprojekt mellem Danmarks Fiskeriundersøgelser, Ribe Amt og Sønderjyllands Amt  
(*udsolgt*)
- Nr.40a Laksefiskene og fiskeriet i vadehavsområdet  
- Bilagsrapport  
Samarbejdsprojekt mellem Danmarks Fiskeriundersøgelser, Ribe Amt og Sønderjyllands Amt  
(*udsolgt*)
- Nr.40b Laksefiskene og fiskeriet i vadehavsområdet  
- Supplerende undersøgelser  
Samarbejdsprojekt mellem Danmarks Fiskeriundersøgelser, Ribe Amt og Sønderjyllands Amt  
(*udsolgt*)
- Nr.41 Fiskebestande og fiskeri i 1998  
Poul Degnbol og Eskild Kirkegaard
- Nr. 42 Kunstige rev. Review om formål, anvendelse og potentiale i danske farvande  
Red. Josianne G. Støttrup og Hanna Stokholm
- Nr. 42a Kunstige rev. Review om formål, anvendelse og potentiale i danske farvande  
Bilagsrapport  
Red. Josianne G. Støttrup og Hanna Stokholm
- Nr. 43 Bomtrawlsfiskeriets indflydelse på fisk og bunddyr (benthos)  
Else Nielsen, Stig Møllergaard og Tine Kjær Hassager
- Nr. 44 Effekten af akustiske alarmer på bifangst af marsvin i garn. Rapport om foreløbige resultater  
Finn Larsen (*udsolgt*)
- Nr. 45 Søpakning med sporbar deklaration  
Marco Frederiksen og Karsten Bæk Olsen
- Nr. 46 Lightly salted lumpfish roe. Composition, spoilage, safety and preservation  
Merethe Basby
- Nr. 47 Large Scale Production of Baltic Sea Cod. Bornholm 1992-1994  
Philip Prince
- Nr. 48 Udsætningsforsøg med ørred (*Salmo trutta* L.) i fynske vandløb og kystområder  
Stig Pedersen og Gorm Rasmussen.
- Nr. 49 Blåmuslingebestanden i det danske Vadehav efteråret 1997  
Niels Jørgen Pihl og Per Sand Kristensen.

- Nr. 50    Indsatsprojekt rapport 1. Internationale erfaringer med forskellige fiskeriforvaltningssystemer. Et litteraturreview.
- Nr. 51    Indsatsprojekt rapport 2. Gear selectivity estimates for Danish Baltic and Kattegat Fleets  
D. A. Wileman.
- Nr. 52    Redegørelse vedrørende det tekniske grundlag for miljøgodkendelse af dambrug  
Danmarks Fiskeriundersøgelser, Danmarks Miljøundersøgelser, Dansk Dambrugerforening og  
Miljøstyrelsen
- Nr. 53    Genudlægninger af små blåmuslinger (*Mytilus edulis* L.) på vækstbanker i Limfjorden, 1996 – 1997  
Nina Holm og Per Sand Kristensen
- Nr. 54    Strukturen i en muslingebanke og dennes betydning for blåmuslingers vækst og dødelighed  
Ph.D. afhandling  
Per Dolmer
- Nr. 55    Hjertemuslinger (*Cerastoderma edule*) på fiskebankerne omkring Grådyb i Vadehavet 1998  
Per Sand Kristensen
- Nr. 56    Det danske laksefiskeri i Østersøen – sæsonen 1997/1998  
Frank Ivan Hansen
- Nr. 57    Prey switching and the implications for the use of predatory fish as bioindicators  
Speciale  
Anna Rindorf
- Nr. 58    Fiskeriundersøgelser i Limfjorden, 1997  
Samarbejdsprojekt mellem Danmarks Fiskeriundersøgelser, Nordjyllands Amt, Viborg Amt og  
Ringkjøbing Amt
- Nr. 59    Fiskehejren (*Ardea cinerea*) som prædator – generelt og i relation til ørredsmolt (*Salmo trutta*)  
Vinni Madsen
- Nr. 60    Spatial distribution pattern generating processes in the International Bottom Trawl Survey in the  
North Sea  
Kai Wieland
- Nr. 61    Blåmuslinebestanden i det danske Vadehav, efteråret 1998  
Per Sand Kristensen og Niels Jørgen Pihl
- Nr. 62    Fiskebestande og fiskeri i 1999  
Poul Degnbøl og Eskild Kirkegaard
- Nr. 63    Kortlægning af stenrev, stenfiskeri og fiskeri på hårbund samt metoder til videnskabelige  
undersøgelser af rev og hårbund  
Josianne G. Støttrup (redaktør)